



Universitat d'Alacant  
Universidad de Alicante



PROGRAMA: DESARROLLO SOSTENIBLE DE BOSQUES  
TROPICALES. MANEJOS FORESTAL Y TURÍSTICO.

Memoria presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias

Título:

**PROCEDIMIENTO PARA EL ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL  
AGUA EN ALGUNOS EMBALSES DE LA PROVINCIA DE  
CIENFUEGOS, CUBA.**

Autora:

Carmen Rosa Betancourt Aguilar

Directores de la tesis:

Dr Antonio Escarré Esteve UA

Dr Marc Beutel UW

Dr Ruben Chamizo

Dra Mayra Vera ULV



A LA MEMORIA DE MIS PADRES, A YENY, A ISABEL  
y a todos los que confiaron en mí



## **AGRADECIMIENTOS**

La realización de una tesis doctoral, es una tarea muy difícil. Requiere de un esfuerzo extraordinario, no solo por la profundidad del tema que trata, sino también por todas otras cosas tan necesarias como el propio tema, que en muchas ocasiones quedan tan lejos de la mano que cuesta mucho alcanzarlas. Es ahí donde entran a desempeñar un rol decisivo los tutores, los amigos, los familiares, los compañeros de trabajos y hasta desconocidos bien intencionados.

Durante estos años de duro trabajo me resultó muy interesante haber confirmado que en múltiples ocasiones la experiencia de personas sin ningún grado científico, pero sí llenas de experiencias, resulta un sostén insustituible para cualquier tipo de investigación. ¡Qué gratificante fue para mí poder contar con ese dar, a cambio de nada! con personas dispuestas a colaborar, llenas de desprendimiento, de compañerismo, de solidaridad, de humanidad.

Recuerdo a finales de 2005 cuando recibí una invitación de Carlos Alonso para cursar este doctorado, él fue la persona que me puso en este largo y difícil camino que estoy terminando de transitar, lo cual siempre agradeceré. Después conocí a mi profesor y tutor el Dr Cs Antonio Escarré, lleno de conocimiento, siempre dispuesto a ayudar. Recuerdo que un día, en su propia casa, después de leerse unos de mis primeros intentos del proyecto de tesis fue tan exacto en su propuesta de ideas, fue tan claro en sus propuestas de investigación que la luz que me transmitió hizo posible que tomara un camino definitivo hasta hoy. A lo largo de estos años su aliento, sus piropos científicos, su confianza en mí y su ayuda, han sido baluartes en la obtención de los resultados.

Fue una suerte conocer por vía INTERNET a mi tutor el Dr Marc Beutel, profesor de la Universidad del Estado de Washington, una excelente persona muy solidario y amplio conocedor del tema que investigo. Desde ese momento ha sido mi tutor venciendo las barreras del idioma y la distancia geográfica, lo cual implica un merecido agradecimiento.

El Dr Rubén Chamizo quien a pesar de ejercer su tutoría casi en los finales de mi tesis, representó una inmensa luz colaborando en aspectos difíciles, siempre dispuesto, siempre presente cuando su apoyo era imprescindible, sin

pensar en el reloj, ni el cansancio por lo cual su presencia fue muy necesaria, de ahí mi más sincero agradecimiento.

Quiero agradecer a mi tutora Dra Cs Mayra Vega que tan eficientemente me ayudó en la organización de las ideas para escribir la tesis, así como en otros aspectos de interés.

¿Qué podría decir de la ayuda de mi amiga Liliana?, bueno cuando llegué al Centro de Estudios Ambientales, tenía conocimiento de la hidroquímica del agua, pero me resultaba muy engorroso poner las ideas en un papel, nunca había publicado ¡qué tarea tan difícil para mí!, fue ella quien me enseñó lo que conozco en este campo. Siempre estuvo ahí cada vez que la necesité, fue una suerte que ella apareciera en mi camino, por eso se lo agradezco desde lo más profundo de mi ser.

En general creo que fue una suerte para mí empezar a trabajar en el Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos, lleno de compañeros inteligentes, solidarios, amistosos, optimistas y sobre todo luchadores, son muchos los nombres que me vienen a la mente; Angelito, la mamá de Betty y Ernesto que siempre estuvo ahí, Poma siempre dispuesto a colaborar, Alexis que de tantos sustos informáticos me sacó, Minerva, Laurita tan joven y tan eficiente, Fray A. de las Angustias, Fanny siempre dispuesta a ayudar en todo momento, con su eficiencia e inteligencia, y en general a todos los del costero. María Elena que a pesar de estar ocupada en su tesis me sugirió ideas valiosas para la mía. Sisi, Henry, Teudys, Maribel siempre dispuestos a colaborar. Agradezco al colectivo de trabajo del laboratorio de agua del CEAC, a Jose que aunque ya no trabaja con nosotros fue quien inició todos los muestreos.

También recibí ayuda de otras personas. Agradezco al Dr Raúl Ruiz de Zarate su apoyo en los inicios. No puedo dejar de nombrar a un grupo de antiguos compañeros de Recursos Hidráulicos, Cary, Orlando, Irene, Galcerán, Miki, Luís, mi amiga Iraida siempre atenta en todo. Vicente Sánchez, una persona valiosísima para mí de la cual recibí un apoyo inestimable, sin el cual los resultados alcanzados no serían los mismos. Noel Monteagudo de la planta potabilizadora, portador de una gran experiencia sobre la calidad del agua del embalse Paso Bonito y de una sencillez extraordinaria, capaz de aportar ayuda siempre que lo necesité. Agradezco el rigor y la eficiencia de los procesos de

edición y arbitraje de la revista Limnetica por sus enseñanzas desde que comencé a publicar mis trabajos.

Yeny, que a pesar de su barriguita, siempre capaz y eficiente me ayudó a resolver dificultades, dedicándome horas de sueño, cuando su cuerpecito le pedía descanso su corazón la mantuvo a mi lado.

El profesor Roberto, ¿qué hubiera sido de mí sin su apoyo?, siempre encontró un tiempo para ayudarme, a pesar de ser tan solicitado me enseñó estadística. Eduardo, que me sacó en más de un apuro con sus técnicas avanzadas y su conocimiento integral. La querida profe Juana María y Ledys con su apoyo con el inglés.

Otras personas, aunque más distantes fueron valiosas como el profesor Seyoum Gebremariam de la Universidad de Washington. No puedo dejar de mencionar a la Dr Cs Marlene Fornaguera y al Dr Cs Eduardo Márquez de la CUJAE, quienes colaboraron en la primera etapa de la tesis.

De una manera especial quiero agradecer a mi padre que aunque ya no vive su memoria siempre me dio una fuerza inmensa para seguir adelante. Su recuerdo fue de incalculable valor en los momentos en que me sentí abrumada. Recuerdo que cuando cursaba el tercer año de la Universidad, tuve dificultades docentes y él lleno de optimismo me hizo recuperar la seguridad. Aquella fe que tenía en mi como buena estudiante, aquella seguridad que tenía que yo podía lograrlo, me sirvió de sostén en los momentos más difíciles. Cuando me sentía mal, miraba su expresión de triunfador en la foto que tengo al lado de mi cama y me llenaba de confianza y optimismo.

También de forma muy especial quiero agradecer a todas las personas que me dieron aliento, a los que confiaron en mí a pesar de todos los obstáculos que tuve que vencer, a los que pensaron que nunca es tarde para hacer cosas valiosas, a los que a pesar de mis cincuenta años creyeron que valió la pena, ¡muchas gracias!.





## ÍNDICE

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Importancia del estudio de la calidad del agua en embalses	2
1.2. El problema científico, las hipótesis principales y los objetivos de la investigación	4
1.2.1. Problema Científico	4
1.2.2. Hipótesis principales de la Investigación	4
1.2.3. Objetivos de la investigación	5
1.3. Contenido de los capítulos	6
1.4. Proyectos e instituciones vinculados a la investigación	10
CAPÍTULO 2. ASPECTOS TEÓRICOS Y METODOLÓGICOS DEL ESTUDIO.	12
2.1. Descripción de las áreas de estudio	12
2.1.1. Embalse Paso Bonito	12
2.1.1.1. Basamento geológico	14
2.1.1.2. Características morfotectónicas de la cuenca	15
2.1.1.3. El clima en la cuenca	16
2.1.1.4. Los suelos y sus usos	16
2.1.1.5. Descripción de la problemática inherente a la calidad del agua del embalse	17
2.1.2. Embalses Avilés, Abreus y El Salto	18
2.1.2.1. Tipos y usos de suelos en las cuencas	18
2.1.2.1.1. Avilés	18
2.1.2.1.2. Abreus	19
2.1.2.1.3. El Salto	19
2.1.2.2. Geología en las cuencas de los embalses	19
2.1.2.2.1. Avilés	20
2.1.2.2.2. Abreus	20
2.1.2.2.3. El Salto	20
2.2. Generalidades sobre los Materiales y Métodos empleados	24
2.2.1. Obtención de la información primaria	24
2.2.2. Uso de la información primaria	25
2.2.3. Diseño de muestreo	25

2.2.4. Evaluación de los resultados	26
2.2.4.1. Evaluación de la incidencia de otros procesos sobre la calidad del agua	26
2.2.4.2. Tratamiento estadísticos de los resultados	26
2.3. Variables estudiadas. Descripción, concepto e importancia	27
2.3.1. Temperatura	27
2.3.2. Oxígeno Disuelto	29
2.3.3. Potencial Redox	32
2.3.4. Potencial de Hidrógeno (pH)	33
2.3.5. Nutrientes	36
2.3.5.1. Nitrógeno	36
2.3.5.1.1. Amonio	37
2.3.5.1.2. Nitrito	38
2.3.5.1.3. Nitrato	39
2.3.5.2. Fósforo	39
2.3.5.2.1. Fósforo total	39
2.3.5.2.2. Ortofosfato	41
2.3.6. Eutrofización del agua	41
2.3.7. Metales. Manganeseo (Mn) e Hierro (Fe)	43
2.3.8. Componentes mayoritarios del agua	45
2.3.8.1. Bicarbonato	48
2.3.8.2. Calcio	51
2.3.8.3. Magnesio	52
2.3.8.4. Sodio	53
2.3.8.5. Potasio	53
2.3.8.6. El Cloruro	54
2.3.8.7. El Sulfato	55
CAPÍTULO 3. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS EN EL EMBALSE PASO BONITO	56
3.1. Introducción	56
3.2. Materiales y métodos	57
3.2.1. Muestreos efectuados	57
3.2.2. Análisis de datos	57

3.3. Resultados	59
3.3.1. Temperatura	59
3.3.2. Oxígeno Disuelto	60
3.3.3. Potencial Redox (Eh)	63
3.3.4. Modelo empírico para el Eh	65
3.3.5. Potencial de Hidrógeno (pH)	66
3.3.6. Correlaciones	68
3.4. Discusión de los resultados	69
3.4.1. Temperatura	69
3.4.2. Oxígeno Disuelto	69
3.4.3. Potencial Redox	70
3.4.4. Potencial de Hidrógeno (pH)	70
3.4.5. Correlaciones	71
3.5. Conclusiones del capítulo	72
CAPÍTULO 4. CICLO ANUAL DEL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO EN EL EMBALSE PASO BONITO	73
4.1. Introducción	73
4.2. Materiales y métodos	75
4.2.1. Área de estudio	75
4.2.2. Muestreo y ensayos	76
4.2.3. Otros procedimientos	77
4.3. Resultados	78
4.3.1. Nitrógeno y fósforo en la columna de agua del embalse	78
4.3.1.1. Nitrógeno inorgánico	78
4.3.1.2. Fósforo	80
4.3.1.3. Relación $Ni_T:P_T$	82
4.3.2. Entrada y salida de agua al embalse	83
4.3.3. Procesos significativos identificados en el manejo de la cuenca	86
4.3.3.1. Fuentes contaminantes en la cuenca Paso Bonito	86
4.4. Discusión de los resultados	87
4.5. Conclusiones del capítulo	90

CAPITULO 5. EVALUACION DEL CICLO Y LAS FUENTES DE MANGANESO EN EL EMBALSE PASO BONITO	91
5.1. Introducción	91
5.2. Materiales y métodos	93
5.2.1. Muestreo	93
5.2.2. Métodos analíticos	94
5.2.3. Análisis de datos	94
5.3. Resultados	95
5.3.1. Incorporación de Fe y Mn al embalse desde la cuenca	96
5.3.2. Manganeseo en la columna de agua del punto de toma del embalse	97
5.3.3. Modelo empírico del Mn en la columna de agua del embalse	99
5.3.4. Mn en el agua que llega a la planta potabilizadora procedente del embalse	99
5.4. Discusión de los resultados	102
5.4.1. Importancia de la fuente de Mn y Fe interna en relación a la externa	104
5.5. Conclusiones del capítulo	105
5.6. Recomendaciones del capítulo	106
CAPÍTULO 6. OTROS PROCESOS AUTÓCTONOS Y ALÓCTONOS QUE INTERVIENEN EN LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA DEL EMBALSE PASO BONITO	107
6.1. Introducción	107
6.2. Materiales y métodos	109
6.2.1. Muestreo y ensayos	109
6.2.2. Análisis estadístico	110
6.3. Resultados	110
6.3.1. Composición del agua, comportamiento de los iones mayores, $D_T$ y CE. Fuentes de incorporación	111
6.3.2. Relaciones entre las variables estudiadas durante el 2006 y 2007	116
6.4. Discusión de los resultados	119
6.4.1. Fuentes de incorporación de los iones mayores y procesos vinculados con la calidad del agua	119
6.4.2. Relaciones entre las variables estudiadas durante el 2006 y 2007	120
6.5. Conclusiones del capítulo	121

CAPÍTULO 7. INFLUENCIA DE LOS PROCESOS NATURALES Y ANTRÓPICOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA EN CUATRO EMBALSES CUBANOS	124
7.1. Introducción	124
7.2. Materiales y métodos	124
7.2.1. Áreas de estudio	125
7.2.2. Muestreo y ensayos	125
7.2.3. Otros procedimientos empleados	126
7.2.4. Clasificación trófica de las aguas	128
7.3. Resultados	129
7.3.1. Composición de las aguas y procesos químicos	129
7.3.1.1. Correlaciones de los componentes mayoritarios y Análisis de Componentes Principales (ACP)	138
7.3.1.2. Evaluación del comportamiento estacional de los componentes mayoritarios y de las nuevas variables surgidas de la aplicación del ACP	142
7.3.2. Nutrientes y estado trófico	145
7.4. Discusión de los resultados	151
7.5. Conclusiones del capítulo	157
CAPÍTULO 8. TENDENCIA DE LOS COMPONENTES MAYORITARIOS EN LOS EMBALSES PASO BONITO, AVILÉS, ABREUS Y EL SALTO	159
8.1. Introducción	159
8.2. Materiales y métodos	160
8.2.1. Algunos apuntes sobre las áreas de estudio	160
8.2.2. Muestreo y ensayos	161
8.2.3. Análisis de datos	161
8.3. Resultados	162
8.4. Discusión de los resultados	168
8.5. Conclusiones del capítulo	171

CAPÍTULO 9. ANÁLISIS INTEGRAL DE LOS RESULTADOS DE TODOS LOS CAPÍTULOS	172
9.1. Importancia y novedad de los resultados obtenidos en el estudio de la calidad del agua del embalse Paso Bonito	172
9.2. Valor científico y aporte al conocimiento y al manejo, generados a partir del estudio de los procesos autóctonos y alóctonos en embalses usados como fuentes de abasto	173
9.2.1. Estacionalidad de las variables físico-químicas	173
9.2.2. Calcio y eutrofia	174
9.2.3. Importancia de los resultados como referencias para comparaciones futuras	175
CONCLUSIONES GENERALES	177
RECOMENDACIONES GENERALES	179
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	180
ANEXOS	I
LISTADO DE FIGURAS Y TABLAS	IV

## CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La disponibilidad de agua dulce constituye uno de los problemas más críticos de los recursos naturales que enfrenta la humanidad. Al iniciarse el tercer milenio la población mundial se está expandiendo rápidamente, pero la cantidad de agua sigue siendo la misma que dos mil años atrás cuando estaba habitada por menos del 3 % de la población actual (Zapata, 2002). Estos ecosistemas son los más amenazados por el cambio climático y el crecimiento poblacional, según las consideraciones realizadas en la Evaluación de los Ecosistemas del Planeta (MEA, 2005) y en el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007).

El cambio climático puede traer afectaciones sobre los recursos hidráulicos cubanos (Aguirre, 2007). Entre estas afectaciones se pueden destacar:

- Cambios en los patrones de comportamiento de las precipitaciones, principal fuente renovable anual del recurso agua. Estos cambios producen cambios en el tiempo de residencia del agua embalsada.
- Nuevos déficit en el suministro de aguas subterráneas, fundamentalmente para abastecimiento de la población y uso agrícola, lo cual provoca un mayor consumo de las aguas embalsadas.
- Cambios en la aparición de ciclos de sequías, tanto meteorológica, como hidrológica, hidráulica y socio-económica, con afectaciones al medio ambiente, la economía y la sociedad, lo cual ocasiona variaciones en el tiempo de residencia del agua en los embalses.
- Cambios en la dinámica de las relaciones de los componentes ambientales (agua–suelo– bosques–aguas costeras).
- Incremento del tiempo de residencia del agua en los embalses por el aumento de los periodos de sequía.
- Aparición paulatina de zonas con carencias relativas de agua, quedando sin satisfacer las necesidades del recurso para la economía, la sociedad y la protección del medio ambiente.

- Conflictos en el uso de las aguas embalsadas, principalmente entre su uso agrícola y acuícola, al competir ambos por disponibilidades menores que las actuales.

Los cambios en los patrones de las precipitaciones afectan la calidad del agua (Murdoch, Barón, & Millar, 2000). Es necesario conocer tales afectaciones para administrar juiciosamente este recurso natural renovable y finito. Del agua depende fuertemente el equilibrio y la salud de los ecosistemas terrestres y acuáticos (Costa, Domínguez, Gonzalo, & Vanegas, 2005). Cualquier estrategia de crecimiento económico requiere asegurar la disponibilidad del agua para satisfacer las necesidades básicas de la sociedad y el incremento de la producción. La cantidad y calidad del agua están estrechamente relacionadas, cualquier práctica para incrementar la eficiencia en el uso del agua, puede tener un impacto en su calidad y viceversa (Tate, 1999). En este sentido, la construcción de embalses ha sido una intervención frecuente para garantizar la disponibilidad de agua para diferentes usos.

### **1.1. IMPORTANCIA DEL ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EMBALSES**

El manejo apropiado de los embalses requiere un conocimiento integral de estos. Es necesario conocer su morfología (Kim & Kim, 2006; Von-Einem & Wilhelm, 2010), los procesos que ocurren en su interior (Goddard et al., 2005; Marcé et al., 2006), la litología de la cuenca de alimentación (Chang, 2008; Giussani, Monticelli, Gambillara, Pozzi, & Dossi, 2008; Olobaniyi & Owoyemi, 2006), los procesos de interacción entre el suelo y el agua (S. Li, Xu, Wang, Wang, & Zhang, 2009; Singh, Sarin, & France-Lanord, 2005), las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca (Giussani et al., 2008; Omo-Irabor, Olobaniyi, Oduyemi, & Akunna, 2008; Shrestha & Kazama, 2007), las características físicas, químicas y biológicas del agua (Brooks, Riley, & Taylor, 2006; W.K. Dodds, 2006; Sharp, 2010), las interacciones que ocurren entre estas variables (Casciotti, McIlvin, & Buchwal, 2010.; Heffernan & Cohen, 2010; Sotelo, Andrade, Carlosena, & Tauler, 2007) y la influencia de las variables climáticas sobre la calidad del agua (Armengol, Pardo, Atiénzar, Echevarrias, & Barba, 2008; Blukacz, Shuter, & Sprulesc, 2009; Lucio & Dragoni, 2006). Las características físico-químicas merecen un



seguimiento continuo por ser dinámicas en el tiempo, ya sea por efectos climáticos o por el propio manejo del hombre.

Los embalses en particular son capaces de brindar abundante información sobre el efecto del cambio climático en los recursos hidráulicos (Williamson, Saros, & Schindler, 2009). El cambio climático está afectando intensamente estos ecosistemas (Polunin, 2008). Las implicaciones del calentamiento del clima se observan en muchos lagos y embalses con severas y potenciales consecuencias para los servicios que brindan estos ecosistemas (Vincent, 2009; Williamson, Saros, Vincent, & Smol, 2009). Un ejemplo lo constituye la disminución de la productividad observada en el lago Tanganica de África, como consecuencia del calentamiento y la disminución de los procesos de mezcla en la columna de agua (O'Reilly, Alin, Plisnier, Cohen, & Mckee, 2003; Verburg & Hecky, 2009), así como en el lago Baikal de Siberia (Hampton et al., 2008; M. Moore et al., 2009).

La variada distribución geográfica de los embalses y su sensibilidad a los cambios ambientales, los convierte en objeto de estudio para esclarecer vacíos del conocimiento. Son centinelas del ambiente, porque responden rápidamente a los cambios en la radiación solar, la precipitación, el viento, la hidrología y a los aportes atmosféricos y terrestres (Adrian et al., 2009; Hessen, Andersen, Larsen, Skjelkvåle, & Wit, 2009; Mladenov, López-Ramos, McKnight, & Reche, 2009; Mueller, Hove, Antoniadis, Jeffries, & Vincent, 2009; Vincent, 2009; Williamson, Saros, Vincent et al., 2009). Son reguladores del cambio climático porque reciben, procesan y almacenan grandes cantidades de carbono procedente de sus cuencas y de la productividad primaria verificada en sus aguas, intercambian gases con efecto invernadero con el aire y puede modificar el clima regional (Dröschner, Patoine, Finlay, & Leavitt, 2009; Gruber & Galloway, 2008; Guérin et al., 2006; Kemenes, Forsberg, & Melack, 2007; MacKay et al., 2009; Prairie, 2008; Walter, Smith, & Chapin-III, 2007). Son integradores del cambio climático, porque en los sedimentos acumulados en su parte más profunda, guardan información sobre los cambios ocurridos en su cuenca, tanto en el aire como en la tierra, así como en el propio ecosistema acuático (Carpenter et al., 2007; Cohen, 2003; Leavitt et al., 2009; Pham, Leavitt, McGowan, & Peres-Nato, 2008; Schindler, 2009; Smol, 2008; Williamson, Dodds, Kratz, & Palmer, 2008; Williamson, Saros, Vincent et al., 2009).

## **1.2. EL PROBLEMA CIENTÍFICO, LAS HIPÓTESIS GENERALES Y LOS OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN**

### **1.2.1. Problema Científico**

El agua de los embalses, empleada como solución a las necesidades humanas, experimenta importantes afectaciones en su calidad, obligando a la aplicación de tratamientos químicos y medidas sanitarias que encarecen y complican su uso. Un limitado conocimiento sobre los procesos que ocurren en el embalse y en la cuenca tributaria y de su compleja interrelación, dificulta la adecuada gestión del recurso.

### **1.2.2. Hipótesis Generales de la Investigación**

- Las variables temperatura, oxígeno disuelto (OD), potencial redox (Eh) y pH siguen patrones de distribución que determinan los ciclos de nutrientes, de manganeso (Mn) y de hierro (Fe).
- La presencia de nitrógeno y fósforo en la columna de agua del embalse está relacionada con ciertos procesos que ocurren como consecuencias del manejo de la cuenca y la existencia de fuentes contaminantes, así como la resuspensión desde los sedimentos del embalse.
- La dinámica del ciclo del Mn y del Fe en el embalse está relacionada con las fuentes de estos metales y determina el color oscuro que afecta la calidad del agua de consumo. A partir del análisis del comportamiento de ambos elementos en la columna de agua es posible establecer un modelo empírico de la dinámica del Mn, útil para la adopción de medidas enfocadas a mantener la calidad del agua de consumo.
- El diseño inadecuado del monitoreo, empleado hasta el presente, no ha permitido encontrar Mn en las corrientes superficiales que alimentan al embalse. Esto puede solucionarse teniendo en cuenta el ciclo biogeoquímico de este metal.
- La calidad del agua del embalse respecto a los valores de pH, Eh, OD, contenido de nutrientes, Mn y Fe, es dependiente fundamentalmente de procesos autóctonos.

- La influencia de los procesos naturales y antrópicos sobre la calidad físico-química del agua puede diferenciarse estacionalmente y manifestarse de manera particular en cada embalse de acuerdo con las características de la cuenca correspondiente.
- Es posible establecer las tendencias de los componentes mayoritarios del agua en los embalses estudiados, lo cual puede ser de gran utilidad para la gestión del recurso desde las cuencas.

### 1.2.3. Objetivos de la investigación

El principal objetivo de esta tesis es establecer un procedimiento metodológico para evaluar la calidad físico-química del agua en embalses destinados al consumo humano. Además, efectuar ejercicios de aplicación parcial de este procedimiento en otros embalses importantes de la provincia de Cienfuegos, a fin de comprobar su efectividad y aportar información para el manejo del recurso en estos embalses.

Los objetivos de los capítulos desarrollados estuvieron dirigidos a contestar total o parcialmente las siguientes preguntas:

- ¿Se produce la estratificación térmica en el embalse Paso Bonito a pesar de recibir diariamente altos volúmenes de agua procedente del embalse Hanabanilla?
- ¿La estratificación térmica del embalse incide de forma concluyente en el deterioro de la calidad del agua?
- ¿Son eutróficas las aguas del embalse Paso Bonito a pesar de los valores relativamente altos de calcio y de la existencia en su cuenca de yacimientos piritosos?
- ¿Representa el arroyo Navarro la fuente principal de suministro de Mn al embalse?
- ¿Tienen comportamiento estacional las variables físico-químicas de este embalse?
- ¿Se relaciona este comportamiento estacional con alguna variable meteorológica?

- ¿Puede tributar el conocimiento del patrón estacional de las variables físico-químicas a una mejor gestión del recurso?
- ¿La evaluación de las interacciones entre las variables físico-químicas permite obtener modelos empíricos que tributan a una mejor gestión del recurso?
- ¿Es posible demostrar la influencia de las actividades antrópicas sobre la calidad químico-física del agua?
- ¿Se observa una tendencia al aumento en las magnitudes de las variables físico-químicas del agua del embalse producto del lavado de los suelos y la acumulación de sedimentos?

### 1.3. CONTENIDO DE LOS CAPÍTULO

El **Capítulo 1** corresponde a la **INTRODUCCIÓN GENERAL** de la tesis. En él se refiere la importancia del estudio de la calidad del agua en embalses, se declara el problema científico abordado en la investigación, se enuncian las principales hipótesis consideradas, se dan a conocer los objetivos de la tesis y se ofrece un perfil del contenido de los capítulos desarrollados.

El **Capítulo 2 ASPECTOS TEÓRICOS Y METODOLÓGICOS DEL ESTUDIO** describe las áreas de estudio, resaltando la problemática inherente a la calidad del agua del embalse Paso Bonito, empleado como caso de estudio. Se ofrecen generalidades sobre los Materiales y Métodos empleados en la tesis, así como la descripción, el concepto y la importancia de las variables estudiadas.

En el **Capítulo 3. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS EN EL EMBALSE PASO BONITO** se presenta un estudio del pH, potencial redox (Eh), oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T) en el embalse Paso Bonito, fuente de abastecimiento de la ciudad de Cienfuegos. La cuenca de alimentación de este embalse está fundamentalmente ubicada en una zona de montaña afectada por la contaminación orgánica, física y la derivada de residuos de una antigua mina de pirita. El muestreo fue realizado en la columna de agua del punto de toma del embalse, desde la superficie hasta el fondo, metro a metro, desde septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007. El embalse presenta una distribución térmica de tipo polimíctico en veranos de

abundantes precipitaciones y de tipo monomítico en veranos secos, con un patrón de distribución de oxígeno de tipo clinógrafo, un pH en un intervalo comprendido entre ligeramente alcalino y alcalino y un Eh negativo en períodos de estratificación térmica, encontrándose para esta última variable un modelo empírico que lo relaciona con el OD y la T; se determinaron además las correlaciones entre los indicadores estudiados. Este capítulo constituye una base teórica para la interpretación de los ciclos de nutrientes, de Mn y de Fe y su repercusión en la calidad del agua del embalse; aspectos tratados en los capítulos 4, 5 y 6.

En el **Capítulo 4 CICLO ANUAL DEL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO EN EL EMBALSE PASO BONITO** se evalúa el comportamiento de las concentraciones de nitrógeno y fósforo y la influencia del manejo de la cuenca y del propio embalse, a partir de una campaña de siete muestreos efectuados entre septiembre de 2006 y noviembre de 2007 en la columna de agua del punto de toma de este embalse. Se realizó un diagnóstico de los procesos desarrollados en la cuenca que tienen incidencia sobre la calidad del agua. Los aspectos significativos del manejo del embalse se evaluaron considerando las entradas y salidas de agua y el tiempo de residencia. El nitrógeno resultó con mayor frecuencia, el nutriente limitante del desarrollo fitoplanctónico con un valor bajo de la relación nitrógeno inorgánico total : fósforo total ( $N_{IT} : P_T$ ), mientras que el 52% de las mediciones de fósforo clasificaron al embalse como eutrófico. En el estudio de interacciones de dos variables seleccionadas sobre una tercera, solo resultó significativa la interacción del  $N-NH_4$  y el  $P_T$  con la profundidad. El 87% de los valores de nitrógeno-nitrito ( $N-NO_2$ ), así como las concentraciones de nitrógeno-amoniaco ( $N-NH_4$ ) durante el mes de octubre, indicaron contaminación del agua. Se exponen algunos criterios sobre el manejo en la cuenca y el embalse para mejorar la calidad del agua

En el **Capítulo 5 EVALUACIÓN DEL CICLO Y LAS FUENTES DE MANGANESO EN EL EMBALSE PASO BONITO** se evalúa el origen de las altas concentraciones de Mn que degradan la calidad del agua y complican su tratamiento. El monitoreo de las principales corrientes que tributan al embalse durante las primeras lluvias después de un período seco, mostró altos valores de Mn y Fe, especialmente en las áreas próximas a la antigua Mina Carlota (Mn entre 0.14 y 0.64 mg/L y Fe entre 5.3 y 12.3 mg/L).

Todos los monitoreos mostraron la presencia de Fe y Mn en el fondo de la columna de agua del embalse, a lo largo del año, con picos ( $> 8$  mg/L de Mn y  $> 30$  mg/L de Fe) coincidentes con bajos niveles de OD en los meses de verano. Se obtuvo un modelo empírico para las concentraciones de Mn, dependiente de forma significativa del OD y del Eh. Este modelo constituye un aporte a la química del Mn en la columna de agua en embalses y es de interés para el tratamiento del agua. Además se realiza un tratamiento estadístico a una serie temporal de 10 años (1991-2001), el cual mostró que las concentraciones de OD y Mn no registraron tendencias significativas en el tiempo pero sí, una fuerte estacionalidad. Durante las primeras lluvias después del período seco se produce el mayor aporte de Fe y Mn desde la cuenca al embalse. Sin embargo, el embalse se convierte en exportador de Mn y Fe durante el verano, cuando ocurre un reciclado de estos metales desde los sedimentos, provocado por las condiciones anaeróbicas del agua en el fondo.

En el **Capítulo 6 OTROS PROCESOS AUTÓCTONOS Y ALÓCTONOS QUE INTERVIENEN EN LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA DEL EMBALSE PASO BONITO**, se analizan las características y procesos vinculados con la calidad química del agua de este embalse. Para el análisis de los componentes mayoritarios se dispuso de mediciones mensuales durante el período 1986-2005, determinándose las características del agua y las correlaciones entre las variables. Las fuentes de incorporación fueron evaluadas mediante los diagramas de Gibbs y triangular, así como a través de relaciones iónicas. Se aplicaron las correlaciones entre variables y el análisis de componentes principales para evaluar las relaciones establecidas entre un grupo de variables estudiadas durante el 2006 y 2007. Esta base de datos incluyó: pH, OD, Eh, temperatura, nutrientes, Fe y Mn. El agua resultó *no salina, dura, con predominio de los iones calcio y bicarbonato*. La calidad química del agua estuvo en correspondencia con la geología de la cuenca que alimenta al embalse y determinada por procesos de lavado de la roca, sin registrar diferencias estadísticamente significativas entre los períodos seco y húmedo, ni comportamiento estacional. Los resultados obtenidos mostraron que la calidad del agua se afectó por procesos de contaminación autóctona, vinculados a estratificación y mezcla del embalse, procesos

de contaminación alóctona relacionados fundamentalmente con aporte de contaminantes desde la cuenca y cambios térmicos dentro del embalse.

**El Capítulo 7 INFLUENCIA DE LOS PROCESOS NATURALES Y ANTRÓPICOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA EN CUATRO EMBALSES CUBANOS** analiza la influencia del lavado de la roca y las actividades antrópicas sobre la calidad físico-química de las aguas de los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto, usadas en la agricultura, la pesca, la industria y el consumo humano. Para evaluar el lavado de las rocas se dispuso de mediciones de los componentes mayoritarios del agua en la etapa 1986-2005. Los resultados de la aplicación del modelo de Gibbs, el diagrama triangular y las relaciones iónicas, revelaron el predominio del lavado de silicatos y carbonatos, sin diferencias significativas entre períodos seco y lluvioso, pero sí entre concentraciones de los iones mayores en el embalse Abreus. Las similitudes según un ANOVA, fueron más frecuentes entre los embalses Abreus y El Salto, donde la salinidad y el lavado de silicatos tuvieron magnitudes más altas en concordancia con su geología. La influencia del proceso de *antropización* fue mayor en estos embalses y se relacionó con los bajos valores de las razones Cl:Na y los resultados de las mediciones de la clorofila *a*, transparencia del disco de Secchi (DS) y los nutrientes, en siete muestreos realizados durante los años 2007-2008. Todos los embalses clasificaron como eutróficos, en Paso Bonito predominó la limitación por ambos nutrientes y en el resto, por el nitrógeno. Estos resultados constituyen una referencia para comparaciones futuras en relación con el cambio climático y posibilitan una mejor gestión del recurso.

**El Capítulo 8 TENDENCIA DE LOS COMPONENTES MAYORITARIOS EN LOS EMBALSES PASO BONITO, AVILÉS, ABREUS Y EL SALTO** estuvo dirigido a evaluar la tendencia de la conductividad eléctrica (CE), la dureza total ( $D_T$ ) y los iones mayores en cuatro embalses del centro-sur cubano, durante la etapa 1986-2005. La tendencia evaluada mediante la prueba estacional de Mann-Kendall y el estimador de la pendiente de Sen, reveló disminuciones significativas en la CE y el cloruro en los embalses Abreus y El Salto; en el embalse Avilés disminuyeron la CE y el bicarbonato. Estas disminuciones estuvieron relacionadas con la reducción del riego agrícola y el uso de

fertilizantes. En el embalse Paso Bonito, localizado en la zona montañosa, se observaron aumentos significativos en las concentraciones de la dureza total ( $D_T$ ). Estos incrementos se relacionaron con la geología de la cuenca y con la mineralización de la materia orgánica acumulada en los sedimentos del embalse por el efecto de un fuerte proceso erosivo. La lluvia tuvo un comportamiento homogéneo durante la etapa y no guardó relación con las tendencias de las variables físico-químicas; además, fue correlacionada de forma inversa con todas las variables estudiadas en el embalse Abreus y con la  $D_T$  y el bicarbonato en El Salto.

El **Capítulo 9** consiste en un **ANÁLISIS INTEGRAL DE LOS RESULTADOS DE TODOS LOS CAPÍTULO**s, en el que se presentan apreciaciones sobre el interés de los resultados obtenidos en el embalse Paso Bonito, se ofrecen comentarios sobre la aplicación del procedimiento de identificación de procesos autóctonos y alóctonos en embalses usados como fuentes de abasto y se discuten aspectos relevantes del contraste entre los resultados obtenidos en el embalse Paso Bonito y los correspondientes a los otros embalses estudiados, resaltando los análisis novedosos, la aplicabilidad de los resultados y los aportes a la gestión del recurso.

Finalmente se presentan las **CONCLUSIONES GENERALES** de la investigación y la **BIBLIOGRAFÍA** citada en la memoria científica y los **ANEXOS**.

#### **1.4. PROYECTOS E INSTITUCIONES VINCULADOS A LA INVESTIGACIÓN**

La presente tesis doctoral se desarrolló con fondos de los siguientes proyectos territoriales (de los que fue Investigadora Principal la defensora de esta tesis):

“Diagnóstico ambiental del embalse Paso Bonito, Cumanayagua, Cienfuegos. Aportes al manejo de su cuenca” e “Hidroquímica de los embalses cienfuegueros, su comportamiento en el tiempo”.

Ambos proyectos tributan al Programa Nacional vinculado a la prioridad “Medio Ambiente”: **LOS CAMBIOS GLOBALES Y LA EVOLUCION DEL MEDIO AMBIENTE CUBANO**. Específicamente en la línea directriz: **“COMPLETAR EL CONOCIMIENTO DE NUESTROS RECURSOS NATURALES, SU GRADO DE CONSERVACIÓN Y USO RACIONAL”**.



Durante todo el proceso de investigación se contó con la participación del Centro de Estudios Ambientales y la Universidad de Cienfuegos (como participante en los dos proyectos territoriales). Colaboraron con los resultados obtenidos: (1) Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos, (2) Empresa de Aprovechamiento Hidráulico, (3) Complejo Hidráulico Paso Bonito, (4) Dirección Provincial de Acueducto y Alcantarillado, especialmente especialistas de la Planta Potabilizadora “Juan González”, (5) Instituto de Geografía Tropical, (6) Centro Meteorológico de Cienfuegos, (7) Dirección Provincial de Planificación Física, (8) Ministerio de la Agricultura en Cienfuegos, (9) Usuarios de las cuencas, fundamentalmente de la cuenca del embalse Paso Bonito y (10) Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos en Villa Clara.

## **CAPÍTULO 2. ASPECTOS TEÓRICOS Y METODOLÓGICOS DEL ESTUDIO**

### **2.1. DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO**

#### **2.1.1. Embalse Paso Bonito**

Las características geográficas de la cuenca del embalse se tomaron del documento “Estudio de Recursos Hídricos en la Cuenca del Río Arimao” realizado por el Instituto de Geografía Tropical (IGT, 2008).

El Embalse Paso Bonito, cuya presa fue construida entre 1973 y 1975, está ubicado en el municipio de Cumanayagua, al sureste de la provincia de Cienfuegos, región centro-sur de Cuba (Figura 1 y 2). Es la principal fuente de abastecimiento de la ciudad de Cienfuegos y parte no menos importante de la ciudad de Santa Clara, lo cual representa el suministro de agua para aproximadamente medio millón de habitantes. En el mismo se acumulan las aguas del río Hanabanilla y las procedentes de una hidroeléctrica ubicada en el embalse Hanabanilla a través de un túnel. Su cuenca de alimentación está en una zona de montaña y premontaña, resultando vulnerable a la erosión y al transporte de contaminantes. Se ubican en ella asentamientos poblacionales, despulpadoras de café, vaquerías y áreas de cultivos (fundamentalmente café), entre otras fuentes de contaminación. Su geología se caracteriza por la presencia de mármoles grises azulosos, esquistos carbonatados y graníticos, esquistos cuarzos moscovíticos con capas aisladas de mármol y rocas magmáticas. Las principales fuentes contaminantes de los embalses Paso Bonito y Aviles se presentan en el Anexo I y algunas características de la cuenca y del embalse, en la Tabla 2.1.



**Figura 2.1.** Área de estudio. Embalse Paso Bonito y las corrientes tributarias.

**Tabla 2.1.** Algunas características del embalse Paso Bonito y la cuenca (Datos tomados del archivo de la Delegación de Recursos Hidráulicos en Cienfuegos).

Características	
Área de la cuenca (km <sup>2</sup> )	65
Altitud media de la cuenca (m)	187
Altitud del embalse (m)	86.3
Volumen (hm <sup>3</sup> )	8
Área (km <sup>2</sup> )	1.25
Cota del canal trasvase (msnm)	79.75
Cota punto de toma (msnm)	76.5
Diferencia de altura entre el canal trasvase y el punto de toma (m)	3.25
Escorrentía media anual (hm <sup>3</sup> )	37.6
Longitud del río principal (km)	16.5

Profundidad máxima (m)	19.5
Profundidad media (m)	6.5
Línea de costa (km)	9.56

Paso Bonito se ubica dentro de la cuenca del río Arimao, exactamente en la subcuenca Hanabanilla, con los aportes fundamentales del agua procedente de la generación de energía de la hidroeléctrica Hanabanilla y del Arroyo Navarro. Este arroyo constituye la principal fuente de sólidos hacia el embalse. En la fotografía (Figura 2.2) se muestra una imagen tomada después de una lluvia escasa. La subcuenca Hanabanilla está entre las ocho cuencas priorizadas por el Consejo Nacional de Cuencas Hidrográficas como de interés nacional.



**Figura 2.2.** Arroyo Navarro. Fotografía tomada después de una lluvia escasa

#### **2.1.1.1. Basamento geológico**

Las Montañas de Trinidad, zona montañosa de la cuenca, representan un levantamiento de cúpula-bloque, antiformal, con ascensos neotectónicos intensos, formado en el basamento plegado pre-eocénico medio. En su conformación, se aprecia un sistema fundamental de fracturas radiales y concéntricas, alterado por otro transversal, que no responde al plano primario de su formación.

### **2.1.1.2. Características morfotectónicas de la cuenca**

En zona montañosa de la cuenca que alimenta el embalse, se localizan las montañas bajas muy desmembradas. Rodeando estas unidades mayores, se presentan montañas pequeñas con alturas que van desde los 500 m en las inmediaciones del asentamiento de Salto del Hanabanilla hasta 1000 m (Loma Cimarrones con 1019 m y Pico Tuerto con 918,3 m). Las llanuras altas se acuñan contra el sistema montañoso en su periferia, principalmente en el curso bajo del afluente del Hanabanilla. En las rocas carbonatadas (bloques 41, 42 y 43) se producen procesos de tipo cárstico y cárstico-erosivo, y en menor grado, los gravitacionales, que originan complejos sistemas cársticos de montaña. Lo más significativo de esta área es la presencia de una cadena de conos mogóticos fuertemente diseccionados condicionados por fragmentos de un manto de rocas carbonatadas recrystalizadas, igualmente metamorizadas y muy carstificadas que descansan sobre un conjunto de rocas esquistosas intensamente metamorizadas, muy antiguas, plegadas y alteradas.

Sobre los esquistos metamórficos, la red de drenaje se encaja profundamente (520 m), formando cadenas de montañas y submontañas de crestas agudas y pendientes muy fuertes ( $35^\circ$  a  $55^\circ$  y  $>55^\circ$ ), con procesos erosivos muy intensos, con frecuencia asociados a fenómenos gravitacionales; aquí los valles son estrechos y forman pequeñas llanuras aluviales, de fondo plano y, en general, diseccionadas.

En el trabajo de campo, se pudo observar el desarrollo lateral de algunas cárcavas y la transformación de determinadas cañadas en forma de V en cañadas de fondo plano, así como senderos de ganado y microdeslizamientos paralelos a las líneas de mayor pendiente.

Los elementos exógenos (disección vertical, pendiente, dureza de las rocas y orientación predominante de las pendientes), lo encabeza la inclinación de la superficie terrestre ( $35^\circ$  y  $55^\circ$ ) la cual es responsable, en gran medida, de la magnitud del transporte de masa.

Otro factor considerado es la orientación predominante de las pendientes, que determina la distribución de la energía solar y la acción de la fuerza de gravedad e influye sobre la magnitud del lavado de la roca y del arrastre de materiales. Se puede afirmar que las superficies con orientación sur, reciben potencialmente los máximos

valores de radiación solar sumaria, mientras que los mínimos se registran en laderas de exposición norte. Estas diferencias en la distribución de la energía solar tienen su reflejo en el régimen de calor y humedad de los territorios, y por consiguiente, en el desarrollo de muchos procesos exógenos.

#### **2.1.1.3 El Clima en la cuenca**

En las zonas montañosas y premontañosas las características climáticas se destacan por los altos acumulados de precipitación y el descenso de las temperaturas con la altura. Detalles sobre el comportamiento de la lluvia en la cuenca de este embalse y los embalses Avilés, Abreus y El Salto, durante la etapa se reportan en el Capítulo 8.

La zona de estudio se corresponde, en el tercio medio y superior con el tipo I, clima montañoso con humedecimiento alto y estable, baja evaporación y temperaturas frescas. Las temperaturas descienden con la altura con un gradiente vertical de 0,4 a 0,7 °C por cada 100 m de altura. En la estación más cercana en la cuenca (Topes de Collante) se reportó un valor medio de 25,3 °C durante la etapa 1980-2005.

Los valores mínimos de la humedad relativa en la estación más cercana se registraron a la 1:00 pm llegando hasta 62% y los máximos son reportados al amanecer, alcanzándose valores medios mensuales de hasta 96%. El valor medio fue de 86.6% (Centro de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos, 2002).

Los vientos predominantes según la referida estación son del Este durante todos los meses. La velocidad del viento oscila entre 8.1 y 12.5 km/h con un valor medio de 10.85 km/h. La marcha anual muestra sus valores más altos en los meses del período poco lluvioso. En general, las velocidades máximas del viento se asocian a sistemas frontales, centros de bajas presiones extratropicales, tormentas locales, perturbaciones ciclónicas y huracanes.

#### **2.1.1.4. Los suelos y sus usos**

En la cuenca predominan los siguientes tipos de suelo: (1) Pardo Grisáceo y (2) Pardo sin Carbonatos, con las siguientes características: en general sobre rocas ígneas, saturados, poco humificados (menor del 2%), medianamente erosionados, muy poco profundos, de textura loam arenosa, poco fértiles y pH ácido. La acidez del suelo de la cuenca de los embalses Paso Bonito y Avilés se presentan en el Anexo II.

Entre los principales usos del suelo en la cuenca se encuentran: (1) pasto natural y manigua, (2) cultivo temporal (Arroz, Tabaco, Viandas, Hortalizas), (3) cultivo permanente (Café, Naranja, Mango), (4) bosques (Marabú, Locaena, Filipines, Eucaliptos, Caoba, Yaba, Guasita, Caimitillo, Yagruma, Pino, Eucalipto, Algarrobo, Majagua y Piñique), (5) vías de transporte, (6) trece asentamientos humanos. Cuatro se localizan en la cuenca que alimenta directamente a Paso Bonito (566 habitantes) y 9 en la cuenca del embalse Hanabanilla que alimenta indirectamente al embalse Paso Bonito (1712 habitantes), para un total de 2278 habitantes.

### **2.1.1.5. Descripción de la problemática inherente a la calidad del agua del embalse Paso Bonito**

La planta de tratamiento del agua de este embalse, comenzó a funcionar en 1977 y desde 1988 se detectaron algunos cambios en la coloración del agua (pardo oscuro) acompañada de una disminución en el OD y el pH (Cherta, 2004).

Se ha reportado aumento en las concentraciones de Mn en determinados meses del año (Betancourt, 1995) del agua embalsada. Este incremento se relacionó con una disminución del pH y del OD (Cherta, 2004). Estas dificultades con la calidad del agua del embalse Paso Bonito son actualmente la principal preocupación de los gestores del recurso. Sin embargo, no se han establecido las características del patrón estacional de esta variable, sus principales fuentes de incorporación, su evolución en el tiempo ni el tipo de relación que se establece entre el Mn y otras variables químicas y físicas.

Durante años se ha planteado que las concentraciones de Mn en el agua de este embalse se deben a la presencia en su cuenca de alimentación de un yacimiento de piritita (FeS), que hace más de 40 años terminó su explotación. Sus aportes podrían estar vigentes a través del arroyo Navarro pero no existen elementos que prueben esta hipótesis. Un estudio realizado durante los años 1995, 1996, 1997 no se detectaron concentraciones de Mn en el arroyo Navarro (Parets, 1997). En un trabajo similar se encontró que el Mn estaba ausente y el Fe apareció en muestras sin filtrar en concentraciones del orden de 0.080 mg/L, por lo cual quedó sin esclarecer la fuente de incorporación de Mn (Laiz, 2007).

En Octubre de 1990 se comenzó a registrar manganeso en agua mediante ensayos cualitativos realizados en la planta potabilizadora que posteriormente se cuantificaron y registraron concentraciones extremas en el intervalo de 0.5-2.5 mg/L.

El tratamiento usado en la actualidad no elimina el Mn cuando las concentraciones son superiores a 1 mg/L. Para la eliminación de este metal usan dosis de sulfato de alúmina entre 12 - 25 mg/L, después del punto de quiebra de la curva de demanda de cloro, pero en ocasiones los porcentajes de remoción son bajos (30.3; 18.75; 38.97)<sup>1</sup> y no se logra disminuir los valores por debajo del valor fijado por la Norma Cubana (NC) 93-11-1986 que regula las características del agua potable (0.1 mg/L). Lo anterior convierte al Mn en el problema fundamental del tratamiento del agua.

Un estudio reciente sobre la sedimentación del embalse (Laiz 2007), reveló que el proceso de sedimentación acelerado afectó el volumen de almacenamiento de agua. Este proceso de sedimentación debe tener relación con su localización geográfica (zona de montaña y premontaña), y el manejo de la cuenca. Los sedimentos acumulados en determinadas condiciones ambientales pueden funcionar como sumidero o como fuente de nutrientes, metales y contaminantes en general.

La complejidad y diversidad de causas del detrimento de la calidad del agua embalsada puede provocar una gestión del recurso equivocada si se dispone solamente de evaluaciones parciales. Para poder identificar de forma racional la relación causa y efecto en virtud del deterioro de la calidad del agua, es necesario plantearse un procedimiento evaluativo que integre los procesos naturales y antrópicos desarrollados tanto en la cuenca como en el embalse.

## **2.1.2 Embalses Avilés, Abreus y El Salto**

### **2.1.2.1. Tipos y usos de suelos en las cuencas**

#### **2.1.2.1.1 Embalse Avilés**

La presa Avilés fue construida en la parte alta de la cuenca del río Arimao (ver Figura 2.3 (en el Anexo III se muestran con mayor detalles las cuencas de los embalses Avilés y Paso Bonito). En la cuenca del embalse Avilés predominan los tipos de suelos: (1) Pardo Grisáceo y (2) Pardo sin Carbonatos, con las siguientes características: en



general sobre rocas ígneas, saturados, poco humificados (menor del 2%), medianamente erosionados, muy poco profundos, de textura loam arenoso, poco fértiles, pH ácido, bajo contenido de nitrógeno, potasio, muy bajo contenido de fósforo y medio de calcio.

El uso de suelo predominante son los pastos naturales, vinculados al desarrollo de la ganadería vacuna, otros usos son el cultivo de café y tabaco, cultivos temporales, manigua, asentamientos humanos e industrias como la fábrica de explosivos ULAEX. Las fuentes contaminantes del embalse guardan estrecha relación con el uso del suelo. Algunas características morfométricas de la cuenca y del embalse se presentan en la Tabla 2.2.

### **2.1.2.1.2. Embalse Abreus**

La extensión de su cuenca propicia la existencia de una variada geología y un diverso y heterogéneo mosaico litológico, lo que hace imposible definir tipos de suelo predominantes. Están presentes desde los Ferralíticos (predominan al oeste y noroeste de la cuenca) hasta los Pardos (predominantes en el resto de la cuenca) y las Rendzinas con sus respectivas características particulares.

Su uso de suelo también es variado aunque en general, alrededor y norte del embalse predominan los cultivos temporales, al este el cultivo de la caña de azúcar y al oeste los pastos naturales.

### **2.1.2.1.3. Embalse El Salto**

En la cuenca predominan los suelos: (1) Pardos con Carbonatos, sobre roca caliza suave, lavados, medianamente profundos, medianamente humificados (3% materia orgánica), con textura arcillosa (montmorillonítica), de poco a medianamente profundos, pH neutro, con bajo contenido de nitrógeno y fósforo, alto contenido de potasio y calcio. El uso de suelo predominante es el cultivo de la caña de azúcar.

### **2.1.2.2. Geología en las cuencas de los embalses**

Para la identificación de las formaciones geológicas en cada cuenca se usó el Mapa Geológico de Cuba 1/250000. En la Tabla 2.3 se muestra una descripción de la

composición de cada formación identificada, así como el período y la era de su formación.

#### **2.1.2.2.1. Embalse Avilés**

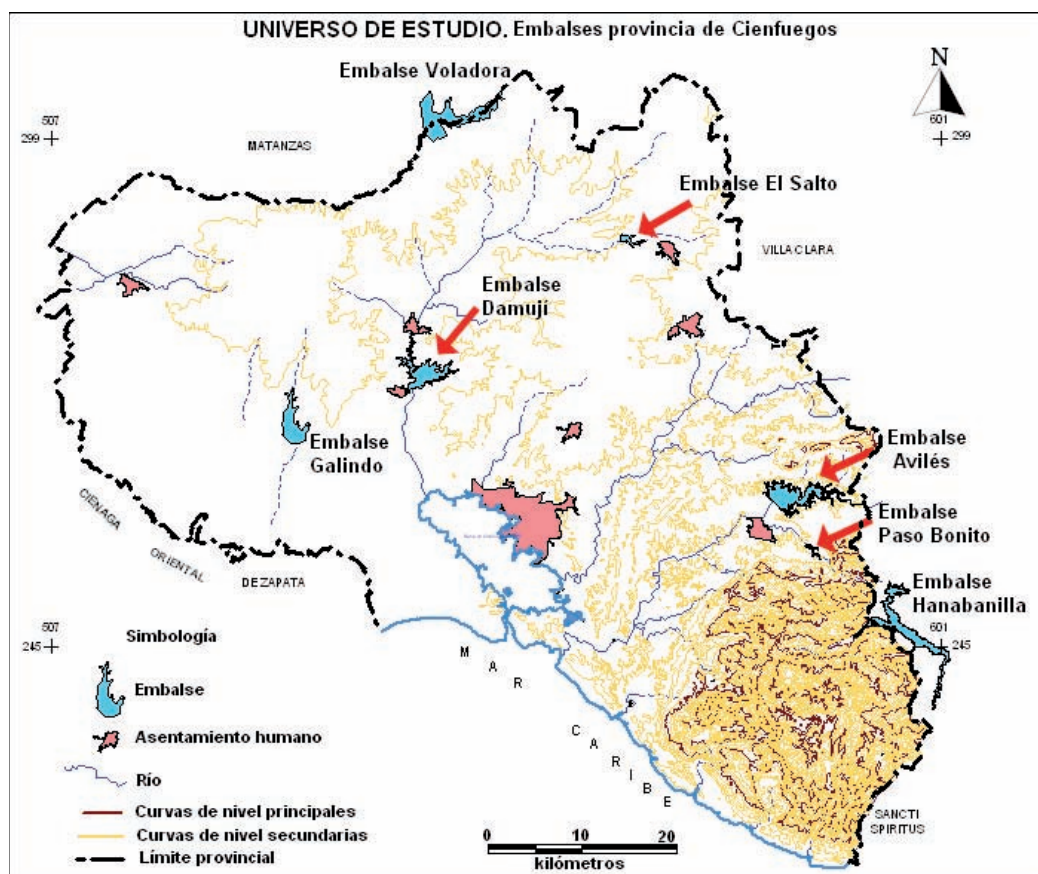
La mayor extensión de la cuenca se desarrolla sobre una llanura medianamente húmeda, erosiva, colinosa, con predominio de rocas ígneas ácidas y suelos Pardo Grisáceos, hacia el norte tributan a la cuenca las alturas denudativas en forma de cadenas residuales formadas por rocas volcánicas variadas y vulcanógeno sedimentarias con suelos Pardos sin Carbonatos (detalles sobre la geología de la cuenca se muestran en la Tabla 2.3).

#### **2.1.2.2.2. Embalse Abreus**

Su cuenca se extiende fundamentalmente al este y noreste, sobre una llanura medianamente húmeda, erosiva, formada por rocas carbonatadas: calizas, margas y flysch predominando los suelos Pardos con Carbonatos. Al oeste y noroeste la llanura húmeda está carsificada sobre rocas sedimentarias carbonatadas y terrígeno carbonatadas y hay cortezas de intemperismo predominando el tipo de suelo Ferralítico. (Tabla 2.3).

#### **2.1.2.2.3. Embalse El Salto**

Su pequeña cuenca está sobre una llanura medianamente húmeda, erosiva, formada por rocas carbonatadas: calizas, margas y flysch, predominando los suelos Pardos con Carbonatos (Tabla 2.3).



**Figura 2.3.** Localización del área de estudio. Se muestra la provincia de Cienfuegos y los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto.

**Tabla 2.2.** Características morfométricas de los embalses.

Características*	Paso	Avilés	Abreus	El Salto
	Bonito			
Año que fue terminada su construcción	1975	1980	1986	1975
Altitud del embalse (msnm)	86.3	77	10	52
Altitud media de la cuenca (msnm)	187	165	50	76
Área de la cuenca (km <sup>2</sup> )	65	310	1075	80.0
Área del embalse (km <sup>2</sup> )	1.25	77.0	5.40	2.46
Volumen de almacenamiento (hm <sup>3</sup> )	8	190	35	9.5
Área de la cuenca:Área del embalse (Ac:Ae)	52	4	199	32.5
Profundidad máxima del embalse (m)	19.5	36.6	12.5	17

\* Datos tomados del archivo de la Delegación de Recursos Hidráulicos en Cienfuegos

**Tabla 2.3.** Geología de las cuencas donde se aplicó la metodología (embalses Avilés, Abreus y El Salto).

Era	Período	Embalse Avilés	
		Formación	Descripción
Cretácico	Cretácico Superior Cenomaniano	Seibabo (sbo)	Tobas, margas, areniscas vulcano clásticas y calizas
Cretácico	Cretácico inferior Aptaniano-albiano	Mataguá (mtg)	Tobas labas básicas-medias, calizas y rocas clásticas, basaltos andesito-basalto, tobas, brechas tobáceas, calizas
Cretácico	Cretácico inferior-superior albiano cenomaniano	Provincial (pv)	Calizas, tufitas, tobas, lavas básicas, silicitos y margas
Complejo metamórfico de edad no establecida		Complejo Mabujina (mb), Pz	Anfibolitas, gabro-anfibolitas, esquistos, feldespato-epidoto-anfibolíticos, gneises migmatitas, pórfidosdioríticos metamorizados.
Rocas magmáticas			Diabasas, cuerpos subvolcánicos de riolitas, dacitas, granodioritas, y cuarzodioritas porfíricas no diferenciadas, granitos biotito-moscovíticos-anfibolitos de majubina

Embalse Abreus			
Era	Período	Formación	Descripción
Cretácico Paleógeno	Oligoceno superior ( $P_3^2$ )	Tinguaro (tg)	Margas, aleurolitas y arcillas
	Oligoceno inferior ( $P_3^1$ )	Jía (ji)	Calizas, brechas, conglomerados y calizas organogeno
	Eoceno superior ( $P_2^3$ )	Damuji (dm)	Calizas
	Eoceno inferior medio	Rodas (rd)	Calizas y margas
Cretácico	Cretácico superior Maestrichtiano ( $K_2m$ )	Cantabria ps-Gp	Conglomerados, areniscas, aleurolitas, margas, calizas, tobas vitroclásticas

Embalse El Salto			
Era	Período	Formación	Descripción
Cretácico Paleógeno	Oligoceno superior ( $P_3^2$ )	Tinguaro (tg)	Margas, aleurolitas y arcillas
	Oligoceno inferior ( $P_3^1$ )	Jía (ji)	Calizas, brechas, conglomerados y calizas organogeno
	Eoceno superior ( $P_2^3$ )	Damuji (dm)	Calizas
	Eoceno inferior medio ( $P_2^{1-2}$ )	Rodas (rd)	Calizas y margas
Cretácico	Cretácico superior Maestrichtiano ( $K_2m$ )	Cantabria ps-Gp	Conglomerados, areniscas, aleurolitas, margas, calizas, tobas vitroclásticas

## **2.2. GENERALIDADES SOBRE LOS MATERIALES Y MÉTODOS EMPLEADOS**

### **2.2.1. Obtención de la información primaria**

Se obtuvieron informes técnicos, datos de archivos e información personal procedentes de las siguientes Instituciones: (1) Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos (DPRH), (2) Dirección Provincial de Acueducto y Alcantarillado (DPAA), (3) Planta que Potabiliza el agua del embalse Paso Bonito, (4) Dirección Provincial de la Agricultura, (5) Instituto de Geografía Tropical, (6) Dirección Provincial de Planificación Física, (7) Delegación de Recursos Hidráulicos en Villa Clara, (8) trabajadores y funcionarios del Complejo Hidráulico Paso Bonito y (9) usuarios de la cuenca. Se realizó una revisión bibliográfica sobre el ciclo biogeoquímico de nutrientes, metales y patrones de distribución de otras variables físico-químicas del agua, a través de INTERNET y se obtuvieron artículos científicos de variadas zonas geográficas, mediante la solicitud personal a los autores.

En la Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos se obtuvo información sobre: (1) los volúmenes de entradas y salidas de agua al embalse durante la etapa de estudio, (2) la localización geográfica de entradas y salidas, (3) una base de datos correspondiente a los componentes mayoritarios del agua, (4) la lluvia en las cuatro cuencas y (5) los informes técnicos relacionados con la calidad del agua embalsada. La base de datos de los componentes mayoritarios (Ca, Mg, Na+K,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ , Cl, conductividad eléctrica y dureza total) contiene mediciones mensuales en el punto de toma del embalse Paso Bonito durante la etapa 1986-2005. En la Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos de Villa Clara se obtuvo un informe sobre la calidad del agua del embalse Hanabanilla durante la etapa 1990-1999. El informe incluye mediciones de nutrientes, metales y otras variables físico-químicas del agua, así como otras informaciones de interés sobre el embalse. Se obtuvieron además otras informaciones de interés sobre la cuenca del río Arimao localizada en esta provincia.

En la DPAA y en la Planta Potabilizadora se obtuvo información sobre: (1) las principales dificultades presentadas en el tratamiento, (2) las variaciones de la calidad del agua cruda observadas por percepción visual y (3) una base de datos de resultados de laboratorio. Esta base de datos incluyó mediciones mensuales de las concentraciones de Mn y OD durante la etapa 1991-2001.

La entrevista a funcionarios y trabajadores del Complejo Hidráulico Paso Bonito aportó información sobre: (1) la oscilación de los niveles del agua del embalse, (2) las variaciones en la calidad del agua embalsada en un ciclo anual, de acuerdo a la percepción visual de los trabajadores vinculados con el manejo del agua en el embalse, (3) los principales procesos desarrollados en la cuenca con influencia en los procesos erosivos y la calidad del agua en general, (4) los datos relacionados con mediciones del gastos de las corrientes que alimentan al embalse.

Se realizó un diagnóstico en la cuenca de alimentación que permitió definir los siguientes aspectos: (1) el uso y manejo del suelo, (2) el número de fuentes contaminantes en la cuenca y sus características, (3) la carga de nutrientes aportados desde la cuenca, además se adquirió información sobre la explotación de la Mina Carlota 50 años atrás mediante entrevistas a los usuarios más antiguos de la cuenca.

Se obtuvo una foto satelital para tener una mejor visión panorámica sobre la forma del embalse, la localización de las entradas y salidas de agua, forma de su litoral entre otros.

### **2.2.2. Uso de la información primaria**

Para diseñar los muestreos se consideraron los nexos y complejidades extraídos de la información primaria y el conocimiento extraído de la revisión bibliográfica. Esto permitió un diseño de investigación más acorde al funcionamiento de la cuenca y el embalse en relación a la calidad del agua.

La información primaria tuvo importancia relevante en el análisis de los resultados obtenidos.

### **2.2.3. Diseño de muestreo**

Los datos necesarios para la identificación del patrón de distribución de las variables temperatura, OD, Eh, pH, el ciclo de nutrientes (N y P), el ciclo de metales (Fe y Mn) y otras informaciones de interés se obtuvieron mediante 7 muestreos. El laboratorio del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos realizó estos muestreos y ensayos al embalse Paso Bonito durante los años 2006 y 2007. Se realizaron 5 muestreos en el punto de toma de los embalses Avilés, Abreus y El Salto durante el 2008 y 2009 para conocer su estado trófico. En ambas etapas de muestreo se seleccionaron los meses

de mayores diferencias de temperaturas con el objetivo de poder describir los comienzos y finales de los procesos de mezcla y estratificación térmica. Desde el punto de vista espacial se seleccionó el punto de toma, según lo planteado por Chapman (1996). Los detalles sobre el muestreo en la columna de agua en el embalse Paso Bonito y los ensayos realizados en cada embalse se exponen en el acápite de materiales y métodos a partir del Capítulo 3.

#### **2.2.4. Evaluación de los resultados**

Para evaluar los resultados se realizó una integración del conocimiento obtenido desde la obtención primaria de la información, hasta la interpretación de los resultados del tratamiento estadístico de los datos.

##### **2.2.4.1. Evaluación de la incidencia de otros procesos sobre la calidad del agua**

Los procesos de estratificación y mezcla del embalse se evaluaron mediante las medidas de la temperatura en la columna de agua del embalse (Capítulo 1). Para demostrar la influencia de otros factores sobre estos procesos se consideró la entrada y salida del agua al embalse Paso Bonito, y el valor medio del tiempo de residencia que se obtuvo mediante el cociente del volumen de agua almacenada por el flujo de salida (Foy, 1992; Sivadier, Thebault, & Salencon, 1994; Straskraba, Dostáľková, Hejzlar, & Vyhňálek, 1995) (Capítulo 2).

En el cálculo del índice de estado trófico (IET) se consideró el carácter tropical de los embalses cubanos, por lo que el cálculo se realizó mediante el índice de Carlson (Carlson, 1977), modificado por Toledo, Talarico, Chinez, & Agudo (1983). Más detalles se exponen en el Capítulo 7.

El nutriente limitante se determinó mediante el criterio de Morris & Lewis (1988), más detalles en el Capítulo 4 y 6.

El proceso de meteorización de las rocas en la cuenca y su influencia sobre la composición química del agua embalsada se evaluó según el modelo de Gibbs (Gibbs, 1970), el diagrama triangular y las relaciones iónicas, más detalles se presentan en los Capítulos 6 y 7.



**2.2.4.2. Tratamiento estadístico de los datos**

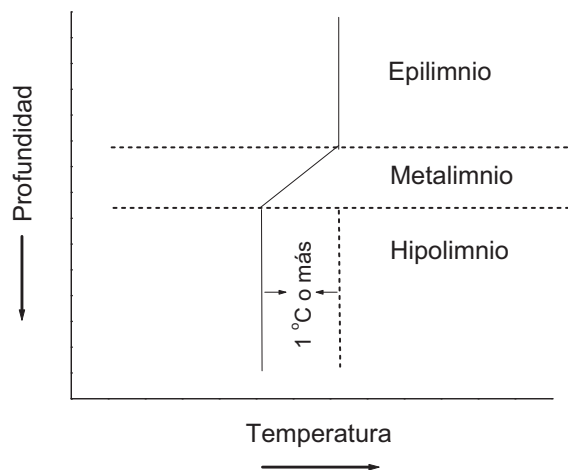
La evaluación de los datos se realizó mediante el paquete estadístico SPSS en su versión 15. Incluyó los siguientes análisis: (1) estadísticos descriptivos, (2) análisis exploratorio de los datos, (3) normalidad de los datos para los análisis que requieren este tipo de distribución, (4) correlaciones entre variables; Pearson para los datos con distribución normal y Spearman para los que no se distribuyeron normalmente, (5) comparación de medias, (6) análisis de componentes principales, (7) análisis de regresión lineal múltiple para la obtención de modelos empíricos, (8) análisis de varianza (ANOVA), (9) análisis de tendencia. Para eliminar el componente estacional de las variables se calculó la tendencia según Mann-Kendall (Kendall, 1975; Mann, 1945) modificado (Mann-Kendall estacional). El paquete estadístico Statgraphic se usó para el estudio de la estacionalidad de las variables físico-químicas. En estas evaluaciones se analizó el periodograma y el correlograma. El cálculo de los índices estacionales se realizó mediante un modelo aditivo. Más detalle sobre todo el tratamiento estadístico a partir del Capítulo 3.

**2.3. VARIABLES ESTUDIADAS. DESCRIPCIÓN, CONCEPTO E IMPORTANCIA****2.3.1. Temperatura**

La temperatura afecta los procesos físicos, químicos y biológicos de los cuerpos de agua. Un incremento de la temperatura aumenta el número de reacciones químicas, la evaporación y volatilización de las sustancias y disminuye la solubilidad de los gases tales como O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y otros (Chapman, 1996). La tasa metabólica de los organismos acuáticos también se relaciona con la temperatura. Aguas más calientes incrementan la tasa de respiración (Baulch et al., 2005), lo cual conduce a un aumento en el consumo de OD y en la descomposición de la materia orgánica. El incremento de la temperatura favorece la tasa de crecimiento de bacterias (Rae & Vincent, 1998) y fitoplancton (Adrian, Wilhelm, & Gerten, 2006). También puede ocurrir crecimiento de macrófitas (Jeppesen, Søndergaard, Søndergaard, & Christoffersen, 1998) y florecimiento de cianobacterias cuando existe suficiente cantidad de nutrientes disponible (Jöhnk et al., 2008; Wagner & Adrian, 2009).

Los cambios en la temperatura del agua provocan variaciones en su densidad. A valores altos de temperatura le corresponde una mayor variación de la densidad por unidad de temperatura (Wetzel, 1975). Las capas de agua de la superficie de los embalses absorben mayor cantidad de calor que los estratos más profundos, por tanto se vuelven menos densas que las capas más profundas y tienden a flotar sobre estas. La diferencia de densidades entre las capas más profundas y las más superficiales, no permite su mezcla. Este fenómeno es conocido como estratificación térmica (Boehrer & Schultze, 2008; Wetzel, 1975).

El proceso de estratificación térmica de los embalse depende de la acción del viento, de los movimientos de masas de agua, y de su morfometría (Wetzel, 2001). En los embalses estratificados la masa de agua superior se denomina epilimnio y la inferior hipolimnio. La masa de agua intermedia caracterizada por una marcada discontinuidad térmica se denomina metalimnio y el gradiente térmico entre el epilimnio y el hipolimnio se conoce como termoclina. La termoclina es el plano donde ocurre el máximo gradiente vertical (debe ser  $>1^{\circ}\text{C}$ ) de la temperatura (Wetzel, 1975) (Figura 2.4).



**Figura 2.4.** Distribución vertical de la temperatura en embalses estratificados.

Bajo ciertas condiciones meteorológicas, como fuertes vientos, disminución de la temperatura o intensas lluvias, los embalses pueden mezclarse (la masa de agua superior se mezcla con la inferior). Cuando esto ocurre se dice que el embalse está

circulando o que se encuentra en período de mezcla. Durante el período de circulación toda la columna de agua presenta una temperatura similar. Los cambios en la estructura térmica de un embalse influyen sobre la producción primaria, la concentración de los nutrientes (nitrógeno, fósforo, sílice, entre otros) (Jeppesen, Søndergaard, Jensen, & Kumar, 2005; Wilhelm & Adrian, 2008) y del OD (Hanson, Carpenter, Armstrong, Stanley, & Kratz, 2006), así como en la liberación de metales desde los sedimentos (Hem, 1985).

Estudios a largo plazo de los procesos de mezcla y estratificación en embalses requieren de mediciones de la temperatura en la columna del agua. Estos estudios representan un buen indicador para la vigilancia del cambio climático si se considera la alta relación que existe entre la temperatura del agua embalsada y los factores climáticos (Adrian et al., 2009).

### **2.3.2. Oxígeno disuelto**

El oxígeno es esencial para la mayoría de los organismos vivos dada su dependencia del proceso de respiración aeróbica para la generación de energía y para la movilización del carbono en la célula. Se considera una de las variables más importante para el estudio de la calidad del agua; es indicadora de los diferentes estados tróficos, del grado de contaminación, de la salud ecológica de los cuerpos de agua y de estudios para evaluar el cambio climático (MacKay et al., 2009). En el medio acuático es necesario en los procesos de fotosíntesis, oxidación-reducción, solubilidad de minerales y la descomposición de materia orgánica (Fuentes & Massol-Deyá, 2002), así como la liberación de nutrientes desde los sedimentos (Søndergaard, Jensen, & Jeppesen, 2003). Esta variable es ampliamente usada para estudios de diferentes tipos sobre la calidad del agua (Al-Shaibani, 2008; Arboleda, 2006; Nabi-Bidhendi, Karbassi, Nasrabadi, & Hoveidi, 2007; Quiroz, Miranda, & Lot, 2008; L. M. Smith, Engle, & Summers, 2006; Staehr & Sand-Jensen, 2006).

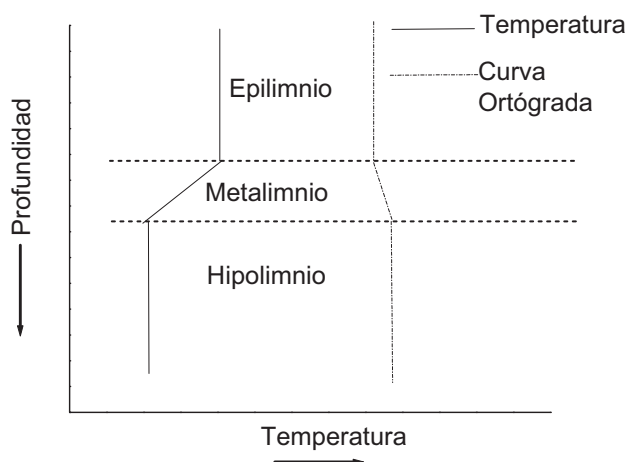
La solubilidad del oxígeno varía inversamente con la temperatura y la salinidad. En el agua dulce su concentración oscila entre 15 mg/L a 0°C y 8 mg/L a 25 °C. El OD se puede expresar en términos de porcentaje de saturación, niveles inferiores a 80%

puede provocar el rechazo de los consumidores como resultado del olor y sabor del agua (Chapman, 1996).

Existe una relación directa entre la solubilidad de los gases y la presión atmosférica, por lo tanto la altitud a la cual se ubica un cuerpo de agua puede afectar la cantidad de OD. La presión hidrostática ejercida por las masas de agua también puede afectar la solubilidad del oxígeno. La turbulencia favorece el intercambio de gases entre el agua y la atmósfera de manera que a mayor turbulencia, se incrementa la exposición del agua al aire, y se incrementa la concentración de oxígeno en el agua (Wetzel, 1975).

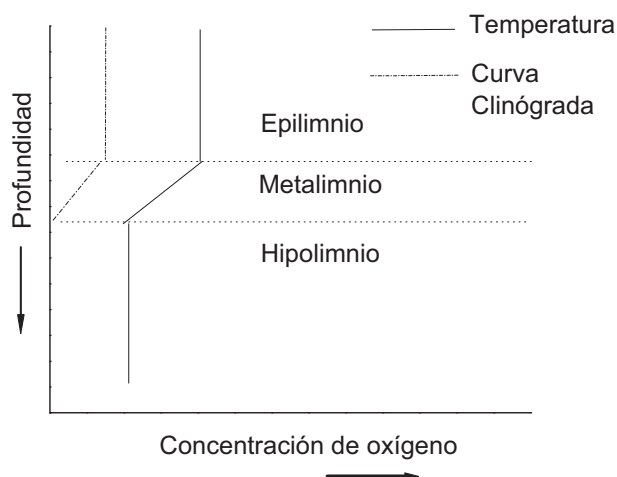
En relación a los procesos biológicos, la fotosíntesis genera oxígeno mientras que la respiración consume oxígeno, por lo tanto las tasas de fotosíntesis y producción así como la distribución de los organismos en la columna de agua pueden afectar la distribución vertical del oxígeno (Hem, 1985).

En los embalses la concentración de OD varía en dependencia del incremento de la productividad biológica como resultado de la entrada de nutrientes y de materia orgánica, del patrón de distribución térmica, de su estado trófico (Likens, 1972) así como de su ubicación geográfica, morfometría y condiciones meteorológicas. En sistemas con baja producción biológica (sistemas oligotróficos) la distribución vertical del OD está determinada principalmente por factores físicos (temperatura y turbulencia); en el epilimnio es ligeramente menor que en el hipolimnio, ya que la temperatura en los estratos superiores es mayor que en los estratos inferiores (Wetzel, 1975). Esta distribución vertical de oxígeno, característica de un lago oligotrófico, se representa a través de una curva que se denomina ortógrada (Lampert & Sommer, 2007).



**Figura 2.5.** Curva ortógrada en embalses oligotróficos.

En un embalse eutrófico durante el período de estratificación, la concentración de oxígeno tiende a ser elevada en los estratos superiores, donde se desarrolla la fotosíntesis con mayor intensidad. Sin embargo, esta productividad tan alta, genera gran cantidad de detrito (materia orgánica particulada muerta) que se va sedimentando y descomponiendo. El proceso de descomposición de la materia orgánica en los sedimentos consume oxígeno, y por ello el hipolimnio de un lago con una producción alta puede tener baja concentración de oxígeno o incluso ser anóxico (sin oxígeno). Este tipo de curva se denomina clinógrada de oxígeno (Lampert & Sommer, 2007) (Figura 2.6).



**Figura 2.6.** Curva clinógrada en embalses productivos.

En ambos tipos de lagos, el periodo de circulación está acompañado por una distribución homogénea de oxígeno en toda la columna de agua.

La distribución vertical de oxígeno proporciona información sobre la condición trófica del lago (oligotrófica, mesotrófica, eutrófica) y sobre la distribución de los organismos planctónicos, bentónicos y de los peces. Igualmente ejerce gran influencia sobre los procesos de descomposición de materia orgánica y la presencia de reacciones de oxidación-reducción (Chapman, 1996).

### 2.3.3. Potencial redox

El Eh caracteriza los estados de oxidación reducción de las aguas naturales, indica la abundancia de electrones en un sistema y la tendencia a ganarlo o a cederlo. Valores positivos del potencial indican que en el sistema predominan las condiciones oxidantes, mientras que los valores negativos indican que en el sistema predominan las condiciones reductoras (Hem, 1985). En ambientes anaeróbicos el valor del Eh determina la especiación química de elementos como el Fe, Mn, N, S y C entre otros (García-Gil & Camacho, 2001). Su medida en estos ambientes es muy útil, también es frecuente la determinación de su valor para profundizar en el conocimiento de la química del Fe y el Mn en lagos y embalses (Abesser & Robinson, 2010; Abesser, Robinson, & Soulsby, 2006; Davranche & Bollinger, 2001; Larsen & Mann, 2005; Miao,

DeLaune, & Jugsujinda, 2006), así como en los ciclos de los nutrientes fósforo y nitrógeno (Dzialowski, Lim, Liechti, & Beury, 2007; Graetx, Keeney, & Aspiras, 1973; Marín, Ledo, Hernández, & Castejón, 2006).

A medida que se incrementa la concentración de OD, el Eh también aumenta y puede llegar a alcanzar valores próximos a +700 mV. Los valores de potencial negativo (<100 mV) se asocian a la ausencia de oxígeno y a la presencia de sulfuros en agua y otras sustancias reductoras. La relación entre el OD y el Eh es particularmente observada en ambientes acuáticos eutróficos, en cuerpos de agua con un contenido elevado de materia orgánica y en cuerpos de agua con una marcada estratificación térmica (Fuentes & Massol-Deyá, 2002). Los lagos y embalses con un hipolimnio anóxico generalmente se caracterizan por un notable gradiente en el Eh (Lampert & Sommer, 2007).

#### 2.3.4. Potencial de hidrógeno (pH)

El pH se expresa según la ecuación (1) donde  $[H^+]$  representa la concentración efectiva (actividad) de los iones hidronios en mol/L.

$$pH = -\log[H^+] \quad (1)$$

El agua es un electrolito débil, en consecuencia solo una pequeña fracción de esta se disocia en los iones que la componen:  $(H_3O)^+$  (ácido) y  $(OH)^-$  (base). El equilibrio del agua se puede representar por la ecuación (2).



La constante de disociación del agua pura a una temperatura dada está definida por la expresión (3).

$$K_w = \frac{[H_3O]^+ [OH]^-}{H_2O} \quad (3)$$

donde  $K_w$  es la constante de disociación del agua. La fracción de agua que se ioniza es tan pequeña que la fracción de agua no disociada se aproxima a 1 y la expresión anterior queda según la ecuación (4).

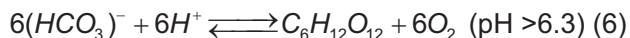
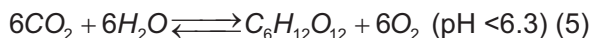
$$K_w = [H_3O]^+ [OH]^- \quad (4)$$

En el agua pura (pH 7.0) a 25°C, la  $K_w$  del agua es  $10^{-14}$  mol/L y las concentraciones de los iones hidronios e hidroxilos son iguales ( $[H_3O]^+ = [OH]^- = 10^{-7}$  mol/L). El pH varía en una escala entre 0 y 14; valores del pH del agua inferior a 7, indican acidez y superior alcalinidad, el valor 7 indica el carácter neutro en el agua. En la mayoría de las aguas dulces el valor del pH oscila en el intervalo 6-8.5 (Chapman, 1996), aunque en general puede variar a lo largo de un amplio rango de valores, dependiendo de factores intrínsecos y extrínsecos al ambiente acuático.

Muchos factores naturales pueden influir sobre el pH pero su valor depende fundamentalmente del balance entre dióxido de carbono, bicarbonato y carbonato, así como de la presencia de otras sustancias naturales como los ácidos húmico y fúlvico (Chapman, 1996). Su medición debe realizarse *in situ* o inmediatamente después de haber tomado la muestra.

A su vez el pH es una variable que influye en los procesos biológicos y químicos que se desarrollan dentro de un cuerpo de agua (Lampert & Sommer, 2007). Regula los procesos biológicos como la fotosíntesis, la respiración y la asimilación de nitrógeno (Lampert & Sommer, 2007). Sus variaciones pueden tener efecto marcado sobre cada uno de los niveles de organización de la materia viva, desde el nivel celular hasta el nivel del ecosistema (Fuentes & Massol-Deyá, 2002). La influencia del pH sobre la distribución de especies le confiere utilidad a esta variable para estudios paleolimnológicos (Catalán, Pla, García, & Camarero, 2009).

El proceso de fotosíntesis y respiración pueden tener un efecto marcado sobre el pH del agua en dependencia del equilibrio carbonato-bicarbonato-dióxido de carbono y de la prevalencia de la especie de carbono inorgánico que esté presente en el agua. De forma simplificada la fotosíntesis se puede representar por las ecuaciones:



En la ecuación (5) se representa el predominio en el agua del dióxido de carbono. En este caso no se consume iones hidronios cuando se asimila una molécula de dióxido de carbono. En la ecuación (6) se representa el predominio del ión bicarbonato en el agua y el consumo de un ión hidronio por cada molécula de bicarbonato consumida en la fotosíntesis, lo cual provoca un aumento del pH del agua (las reacciones inversas



representan el proceso de la respiración). Para valores de pH inferiores a 6.3 predomina el dióxido de carbono como especie inorgánica y la respiración y la fotosíntesis tienen poco efecto sobre el pH, porque no hay consumo de iones hidronios (Lampert & Sommer, 2007).



Según la ecuación (7) la remoción del  $\text{CO}_2$  como consecuencia de la actividad fotosintética desplaza el equilibrio hacia la derecha, lo cual provoca un aumento de pH y la precipitación del carbonato de calcio. La ecuación antes señalada explica la descalcificación del agua en lagos y embalses productivos (Wetzel, 1975).

La asimilación de nitrógeno por los organismos acuáticos puede afectar el pH del agua. Si se usa los iones de nitrógeno amoniacal como fuente de nitrógeno se debe liberar una cantidad equivalente de iones hidronios para mantener el balance de carga. Cuando el nitrato es el ión asimilado, por el contrario se debe consumir una cantidad equivalente de iones hidronios. En general la asimilación de nitrógeno no influye tanto en el pH como la asimilación del carbono en la fotosíntesis y su efecto sobre éste es más notable. Cuando el pH del agua es inferior a 6.3 la fotosíntesis tiene un efecto menor sobre el mismo por los bajos valores de bicarbonato en el agua (Lampert & Sommer, 2007).

Como se explicó anteriormente el pH también influye en los procesos químicos desarrollados en el agua. Son múltiples los estudios donde la medida del pH se utiliza para interpretar resultados sobre la liberación de metales (Gammons, Nimick, Parker, Cleasby, & McCleskey, 2005; Lee, Faure, Bigham, & Williams, 2008; Yin, Fan, Ding, Zhang, & Zhong, 2008) y nutrientes (Jensen & Andersen, 1992; Jin et al., 2005; Marín et al., 2006; S. Wang, Jin, Pang, Zhao, & Zhou, 2005) desde los sedimentos de los cuerpos de agua. La superficie activada de los oxihidróxidos metálicos es una función del pH del medio (Davranche & Bollinger, 2001). También es una variable a considerar cuando se necesita determinar la especiación química y solubilidad de sustancias presentes en el agua (Hanrahan, Salmassi, Khachikian, & Foster, 2005). Además interviene en el proceso de lavado de la roca, y se ha encontrado una relación inversa entre el intemperismo y el pH (Abesser & Robinson, 2010).

En un estudio reciente realizado, se demostró la importancia del pH en el balance del carbono total (Finlay, Leavitt, Wissel, & Prairie, 2009). La investigación referida se efectuó en seis lagos situados en el norte de las Grandes Llanuras de Canadá. Durante 14 años se observó una alta fluctuación en los valores de  $\text{CO}_2$  relacionada con los cambios de pH: cuando el pH fue superior a 8.6 los lagos actuaron como receptores del  $\text{CO}_2$  atmosférico, mientras que para valores inferiores a este el  $\text{CO}_2$  se expulsó desde los lagos hacia la atmósfera. De forma similar, se encontró una dependencia entre las fluctuaciones del  $\text{CO}_2$  y los valores del pH, y se demostró que los lagos salinos actuaron como sumideros de  $\text{CO}_2$  cuando el pH fue superior a 9 (Duarte et al., 2008).

### **2.3.5. Nutrientes**

#### **2.3.5.1. Nitrógeno**

El nitrógeno es esencial para los organismos vivos, tanto las plantas como los microorganismos convierten el nitrógeno inorgánico en orgánico. En el medio acuático se encuentra en varios estados de oxidación (entre -3 y +5). Las especies inorgánicas son el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (-3), el nitrógeno gaseoso en su forma molecular ( $\text{N}_2$ ), el monóxido de nitrógeno ( $\text{N}_2\text{O}$ ), el nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (+3) y el nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (+5). El nitrógeno en forma de nitrato o amonio puede convertirse en nutriente limitante en los ecosistemas acuáticos (Elser, Marzolf, & Goldman, 1990). Las formas orgánicas están presentes en la excreta de los organismos y en el detritus; fundamentalmente como polipéptidos y grupos aminos (Lampert & Sommer, 2007).

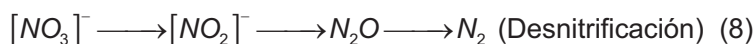
Desde el punto de vista termodinámico el  $\text{N}_2$  es la forma más estable del nitrógeno, las otras formas se convierten en  $\text{N}_2$  bajo determinadas condiciones, lo cual explica que el nitrógeno gaseoso sea el principal depósito de nitrógeno para los organismos vivos. Sin embargo solo algunas bacterias tienen la capacidad de fijarlo (Schindler et al., 2008; Wetzel, 1975), por lo que su reciclaje depende de las transformaciones químicas de compuestos nitrogenados más disponibles a través de reacciones de oxidación-reducción.

Los procesos de transformación no biológicos que intervienen en el ciclo de nitrógeno son la volatilización, adsorción, absorción y sedimentación. Los procesos de

transformación biológica (mediados por microorganismos) incluyen la fijación de  $N_2$  en forma de amonio, asimilación de las formas inorgánicas (nitrato y amonio), nitrificación (conversión de las especies más reducidas en nitrato), desnitrificación (conversión de nitrato en nitrógeno gaseoso), amonificación (producción de amonio por la descomposición de la materia orgánica nitrogenada) (Chapman, 1996).

*Materia orgánica nitrogenada*  $\longrightarrow$  *Nitrógeno amoniacal* (Amonificación)

*Formas reducidas de nitrógeno*  $\longrightarrow$  *Formas oxidadas* (Nitrificación)



El proceso de amonificación se incrementa con un aumento de la temperatura producto de la intensificación de la descomposición de la materia orgánica nitrogenada (Weyhenmeyer et al., 2007).

La nitrificación y desnitrificación disminuyen en aguas ácidas y bajas temperatura ( $< 2^\circ C$ ). A altas temperatura el producto primario es  $N_2$ , a bajas temperatura es  $N_2O$  que se transforma rápidamente en  $N_2$ . La nitrificación es la principal fuente de nitrato en los ecosistemas (Gilbert, Souchu, Bianchi, & Bonin, 1997; Henriksen, Blackburn, Lomstein, & Mcroy, 1993). Varios factores influyen en el proceso de nitrificación como son: la temperatura, la disponibilidad de sustrato, el pH y la concentración del OD (Melody & Dodds, 2001). La cantidad de N removida en el proceso de desnitrificación depende del suministro externo de nitrato, de la relación nitrificación-desnitrificación, de factores que influyen sobre la actividad de las bacterias desnitrificantes como son la temperatura, las concentraciones de OD y de carbono, así como del grado de de la actividad de las bacterias nitrificantes cuando las concentraciones de N son bajas (Bernot & Dodds, 2005). Son de particular importancia la disponibilidad de amonio y la concentración de OD (Rysgaard, Risgaard-Petersen, Sloth, Jensen, & Nielsen, 1994). La desnitrificación se produce fundamentalmente en el hipolimnio anaeróbicos de lagos y embalses y en los sedimentos con abundancia relativa de sustratos orgánicos oxidables. La desnitrificación es estacional, se incrementa en el comienzo del verano al inicio de la estratificación (Wetzel, 1975) y con el incremento de la temperatura (Weyhenmeyer et al., 2007).

#### 2.3.5.1.1. Amonio

El ión amonio se absorbe fuertemente en el material particulado y coloidal, especialmente en cuerpos de agua alcalinos, que contienen altas concentraciones de materia orgánica disuelta de naturaleza húmica. Aunque el  $\text{NH}_4^+$  constituye una buena fuente de nitrógeno para las plantas, muchas algas y macrófitas localizadas en ambientes eutróficos crecen mucho mejor a expensas de nitrato, aún cuando se requiere que el nitrato sea reducido posteriormente a amoniaco. Esto se debe en gran medida a la toxicidad del  $\text{NH}_4\text{OH}$  producido a pH altos (Thurston, Russo, & Vinogradov, 1981) como son los valores de pH que se observan durante periodos de alta actividad fotosintética en ambientes eutróficos.

El amonio es la forma de nitrógeno presente en las lluvias, como causa de su volatilización desde la superficie de la tierra. Las aguas no contaminadas frecuentemente contienen concentraciones por debajo de 0.1 mg/L y en las aguas superficiales pueden alcanzar valores alrededor de 2-3 mg/L. Concentraciones superiores son un indicativo de contaminación orgánica tal como residuales albañales (Perona, Bonilla, & Mateo, 1999), industriales o procedentes del escurrimiento de áreas de cultivos con uso de fertilizantes (Rytwo & Gonen, 2005). También puede originarse por la materia orgánica proveniente de organismos acuáticos muertos. Por tal razón esta variable se usa como un indicador de contaminación orgánica (Chapman, 1996). Altas concentraciones de amonio se observan en el hipolimnio de embalses anóxicos (Al-Bakri & Chowdhury, 2006; MacDonald, Lawrence, & Murphy, 2004; Marcé et al., 2006; Pasche et al., 2009) y caracterizan a embalses eutróficos (González, Ortaz, Peña-Herrera, & Infante, 2004; Wetzel, 2001).

La distribución del amonio en lagos y embalses varía en el espacio y el tiempo, en dependencia de su estado trófico, de los procesos de difusión, de la turbulencia inducida por el viento y por el movimiento de los organismos que viven en los sedimentos y del aporte que reciba desde la cuenca (Wetzel, 2001). Sus concentraciones aumentan en el hipolimnio cuando éste se vuelve anóxico y se termina la nitrificación (M.W. Beutel, Horne, Taylor, Losee, & Whitney, 2008). La ausencia de la microzona oxidada en la interfase agua-sedimento, reduce significativamente la capacidad de absorción de estos, lo cual facilita la liberación del amonio desde los sedimentos (Wetzel, 1975).

### 2.3.5.1.2. Nitrito

El nitrito es una especie receptora de electrones e inestable en aguas aireadas, caracteriza el estado intermedio en los procesos de nitrificación y desnitrificación. Su concentración en el agua dulce es muy baja, 0.001 mg/L y rara vez alcanza valores superiores a 1 mg/L. Es considerado un indicador de la contaminación del agua por residuos, generalmente valores elevados indican afectaciones en la calidad microbiológica del agua (Hem, 1985).

### 2.3.5.1.3. Nitrato

El nitrato es la forma más común de encontrar el nitrógeno combinado en el agua dulce. Es un nutriente esencial para las plantas acuáticas, se origina de los restos de animales y plantas, del drenaje de tierras de cultivo y también puede estar presente en las rocas ígneas. Su concentración en el agua fluctúa estacionalmente en dependencia del crecimiento y descomposición de las plantas. Valores por encima de 0.1 mg/L de  $\text{N-NO}_3$  indican contaminación por residuos industriales, albañales y lixiviados de áreas de cultivos (Chapman, 1996).

La asimilación de  $\text{N-NO}_3$  ocurre con mayor frecuencia en la zona fótica de los cuerpos de agua. Su asimilación por fotosíntesis puede ser mayor que las fuentes de generación e incorporación desde la cuenca y en algunos casos la concentración está por debajo del límite de detección. Su distribución en la columna de agua de embalses y lagos eutróficos depende del grado de desnitrificación existente (Wetzel, 1975).

### 2.3.5.2. Fósforo

#### 2.3.5.2.1. Fósforo total

El fósforo es un nutriente esencial para el desarrollo de la biota acuática, pero magnitudes superiores a sus requerimientos desencadena la eutrofización del agua. Su concentración en el agua dulce varía desde cifras inferiores a 5µg/L en aguas limpias hasta 200µg/L en aguas productivas (Wetzel, 2001).

Los estados de oxidación del fósforo van desde -3 hasta +5, aunque la forma predominante en el agua dulce es la más oxidada (+5) (en forma de fosfato). Existe en la naturaleza en forma de ortofosfato, polifosfato y fosfato enlazado a compuestos

orgánicos (Chapman, 1996). Las formas reducidas de fósforo están presentes en insecticidas fundamentalmente. Estos compuestos son inestables en aguas aireadas pero persistentes en ambientes reductores. El fósforo orgánico, sintetizado por la biota, constituye una fracción significativa del fósforo particulado y disuelto en el agua dulce (Hem, 1985).

Las principales fuentes de fósforo son la descomposición de los productores primarios en la columna de agua y en los sustratos, la descomposición de los restos de animales y plantas, el vertido de residuales domésticos e industriales, el lavado de suelos fertilizados (Wetzel, 1983) y el lavado de apatita, vivianita y fosforita entre otros. Tanto los vertidos domésticos, como los industriales y agropecuarios provocan un marcado incremento en sus concentraciones (Perona et al., 1999). Por otra parte si los lagos y embalses no son impactados por actividades antrópicas reciben desde la cuenca más nitrógeno que fósforo, por lo que es más frecuente la limitación por fósforo que por nitrógeno (Lampert & Sommer, 2007).

Durante el crecimiento del fitoplancton el fósforo del epilimnio se puede reducir a concentraciones por debajo del límite de detección. La concentración de fósforo aumenta cuando el consumo de fitoplancton por el zooplancton es superior a la producción de fitoplancton (aumenta la transparencia del agua) (Lampert & Sommer, 2007). Durante el período de estratificación el fósforo del epilimnio decrece (O'Reilly et al., 2003) a menos que la entrada desde la cuenca aumente. A medida que se profundiza la termoclina ocurre una mezcla con el agua del hipolimnio (con mayor concentración de fósforo) y como consecuencia causa un nuevo aumento en la concentración del fósforo en el epilimnio (Lampert & Sommer, 2007).

En los sedimentos el fósforo se adhiere a las partículas de arcillas y en este momento su liberación al agua es dependiente del valor del Eh y del OD en la interfase agua-sedimento (Hakanson & Jansson, 2002). En esta zona la concentración de fósforo será superior a la de la masa de agua y se establece un gradiente de concentración que determina el flujo de fósforo hacia el agua (Qin et al., 2006). Cuando el agua de la interfase está oxigenada el fósforo forma un complejo insoluble con el Fe (OH)<sub>3</sub> que precipita y no vuelve al agua hasta tanto el Eh y la concentración de oxígeno alcancen un valor que permita la reducción del Fe<sup>+3</sup> a Fe<sup>+2</sup> (Welch & Jacoby, 2001). Los embalses productivos pueden alcanzar valores de Eh y OD que facilitan la liberación de altas

concentraciones de fósforo desde los sedimentos al hipolimnio (M.W. Beutel, Horne et al., 2008).

Cuando ocurren turbulencias ocasionales de tal magnitud que rompen la termoclina, las concentraciones de fósforo se trasladan hasta el epilimnio y ocurre el crecimiento del fitoplancton (Wetzel, 2001). Simultáneamente la mezcla conduce a la oxigenación del hipolimnio y a la precipitación del fósforo hacia los sedimentos.

### **2.3.5.2.2. Ortofosfato**

El ortofosfato es la especie más oxidada del P y la más utilizada por los organismos (Wetzel, 2001). El carácter poco soluble de los compuestos de fosfatos (con Al, Ca y Fe), así como su absorción en las arcillas, facilita su permanencia en los sedimentos, lo cual causa una mitigación de los procesos de eutrofización en los embalses con altos contenidos de estos metales. Se ha planteado que cuando el hipolimnio de los embalses es anaeróbico, con valores de pH bajos se favorece la liberación de fosfato desde los sedimentos (Payne, 1986). Sin embargo otros investigadores han encontrado al fósforo retenido en los sedimentos de embalses con altas concentraciones de aluminio (Ulrich & Poethig, 2000). Este comportamiento se explicó por la naturaleza del enlace P-Al, además de su carácter poco soluble.

### **2.3.6. Eutrofización del agua**

La eutrofización es la respuesta del agua a un enriquecimiento de nutrientes, especialmente de nitrógeno y fósforo (Naumann, 1931). Puede ser de origen natural o antrópico. El aporte antrópico de nutrientes es una fuente externa constituida fundamentalmente por: (1) aportes de aguas de escorrentías con residuos de fertilizantes agrícolas, (2) residuos de la cría de ganado, (3) efluentes albañales e industriales. Las fuentes naturales están relacionadas con la propia naturaleza de la cuenca de alimentación. Tanto el fósforo como el nitrógeno pueden incorporarse al agua desde los sedimentos, lo cual constituye una fuente interna (Boström, Andersen, Fleischer, & Jansson, 1988).

El control de la eutrofización en lagos y embalses es interés de los gestores del agua en todo el mundo (Jeppesen, Søndergaard, Jensen, & Lauridsen, 2003). Este proceso constituye un problema global que no muestra signos de mejoría en un futuro cercano (Smith, Alexander, & Schwarz, 2003). Entre las principales afectaciones se encuentran: (1) muerte de peces, (2) cambios en el sabor y olor del agua, (3) pérdida de los usos recreativos (Dodds, 2002), (4) reduce la diversidad de algas y bacterias (Schwarz, Grosch, Gross, & Hoffmann-Hergarten, 2005), (5) disminuye el contenido de OD en el hipolimnio y (6) produce el florecimiento de algas tóxicas (Dodds, 2006; Sömek, Ustaoglu, & Yağci, 2008), (6) intensifica la liberación de metales desde los sedimentos (Beutel, Leonard, Dent, & Moore, 2008), (7) acumula materia orgánica en los sedimentos (Lampert & Sommer, 2007) y (8) genera altos costos en el tratamiento del agua, entre otros.

El incremento de la eutrofización del agua puede tener su origen en una disminución de la tasa de renovación del agua como respuesta al aumento en el tiempo de retención de los nutrientes (Schindler, 2009). El calentamiento del agua puede incrementar las manifestaciones eutróficas, como por ejemplo el aumento en la frecuencia de aparición de los florecimientos de cianobacterias y la disminución del oxígeno hipolimnético, causado por el alargamiento en los períodos de estratificación térmica (Schindler, 2001).

La eutrofización de las aguas es un proceso ampliamente distribuido en las regiones habitadas de la tierra y en general el calentamiento del clima aumentará este proceso (Schindler & Vallentyne, 2008). Como consecuencia, los lagos y embalses disminuirán su utilidad como centinelas del cambio climático. El incremento de la disponibilidad de nutrientes debido a la eutrofización, incrementa la velocidad de los procesos y complica el uso de determinadas variables ambientales para la evaluación del cambio climático. Entre estas se encuentran: (1) las concentraciones de oxígeno (Matzinger et al., 2007), (2) la fenología del fitoplancton (Thackeray, Jones, & Maberly, 2008) y (3) la composición de la comunidad fitoplanctónica (Straile, 2005). Esto es causa del entrelazamiento que existe entre los procesos involucrados con el cambio climático y la eutrofización. Por ejemplo, los cambios en la densidad del fitoplancton debido a la eutrofización alterará la transparencia del agua y con ella la estructura térmica de los cuerpos de agua (Jones, George, & Reynolds, 2005). El calentamiento del agua



provocado por el cambio climático puede incrementar la liberación de fósforo desde los sedimentos, incrementando la carga interna (Jensen & Andersen, 1992), conjuntamente con una extensión de las condiciones anóxicas (Wilhelm & Adrian, 2008). Las concentraciones de nitrógeno y fósforo, junto al tiempo de renovación de las aguas embalsadas serán las variables más importantes a considerar en la vigilancia del cambio climático (Schindler, 2009).

### **2.3.7. Metales. Manganese (Mn) e Hierro (Fe)**

En la corteza terrestre el Fe y el Mn registran una alta concentración ( $5.6 \times 10^4$  ppm y  $9.5 \times 10^2$  ppm respectivamente). El Fe es el segundo metal más abundante en la corteza terrestre y se encuentra en los minerales piroxenos, anfíboles, biotita, magnetita, olivino, pirita y minerales sulfurosos de otros metales (Hem, 1985). El Mn forma parte de más de 100 minerales, incluyendo varios sulfuros, óxidos, carbonatos, silicatos, fosfatos y boratos (NAS, 1973). Aunque no es un constituyente esencial de ningún silicato puede sustituir al calcio, magnesio y Fe en las estructuras silicatadas (Hem, 1985). Importantes fuentes de Mn son el suelo, los sedimentos y las rocas sedimentarias y metamórficas (Reimer, 1999). Tanto el Fe como el Mn pueden incorporarse al ambiente acuático procedentes de la actividad minera, emisiones de la producción de aceros y otras aleaciones, así como de la combustión de combustible fósiles, entre otros.

La distribución temporal y espacial del Fe y Mn depende del balance total de parámetros físicos, químicos y biológicos. Dentro de los parámetros físicos se encuentran la radiación solar, la temperatura, la hidrodinámica del cuerpo de agua y el grado de estratificación que se alcance, entre otros (Wetzel, 2001).

Las formas predominantes en el medio acuático son Fe II y III y Mn II y IV, aunque también puede aparecer Mn III, menos estable desde el punto de vista termodinámico. En solución son estables los estados de oxidación +2 (II) para ambos metales, el resto de los estados de oxidación permanecen en fase sólida (McBride, 1994). Son elementos químicos muy sensibles a las condiciones redox del medio, lo cual determina la presencia de una especie u otra (Sawyer, McCarty, & Parkin, 2003). La transición entre estados ocurre a través de procesos redox puramente químico o mediado por microorganismos (Davison, 1993; Heal, 2001; Nealson, 1983; Thamdrup, Rossello-

Mora, & Amann, 2000). En ambientes reductores aumenta la solubilidad de estos metales, que también se favorece bajo condiciones ácidas y anaeróbicas. En este medio predominan las especies Mn II y Fe II que pueden estar presentes con porcentajes de saturación de oxígeno inferiores al 16% (Baden, Eriksson, & Weeks, 1995). Estas condiciones caracterizan el límite entre la zona oxidada y la reducida (oxiclina) de lagos y embalses (Granina, Muller, & Wehrli, 2004; Koretsky, Haas, Miller, & Ndenga, 2006). Las especies oxidadas (Fe III y Mn IV) son poco solubles y se encuentran en forma de precipitados en ambientes oxigenados con altos valores del Eh. El Mn tiene una cinética redox compleja y resulta difícil su oxidación en el medio acuático atendiendo a los valores de pH encontrados en el agua dulce (6-9) (Kristiansen, Kristensen, & Jensen, 2002; Roitz, Flegal, & Bruland, 2002). Sin embargo, frecuentemente su forma reducida persiste en solución a pesar de las condiciones termodinámicas presentes (Dortch & Hamlin-Tillman, 1995).

Con frecuencia se hace necesaria la presencia de microorganismos para la oxidación del Mn II a diferencia del Fe II que, además, puede oxidarse sin la intervención de factores bióticos (Crittenden, Trussell, Hand, Howe, & Tchobanoglous, 2005; Gabelich, Gerringer, Lee, & Knocke, 2006). Estudios recientes han demostrado que la oxidación del Mn se afecta por una combinación de factores que incluye la concentración de OD, la mezcla hipolimnética y la sedimentación de la materia orgánica (Gantzer, Bryant, & Little, 2009). Según estos autores esta complejidad observada en relación al Mn II en agua hace necesario continuar profundizando en este tema de investigación.

Los oxihidróxidos de Fe y Mn adsorben los metales pesados presentes en el agua y sirven de vehículo de transporte desde los sedimentos hasta el agua a otros metales trazas que pueden tener mayor toxicidad para el ecosistema. Cuando estos oxihidróxidos están en un medio con las condiciones termodinámicas requeridas para su disolución, los metales pesados adheridos pasan al medio acuoso (Davranche & Bollinger, 2001; W. Stumm & Sulzberger, 1992), lo cual deteriora la calidad del agua.

Tanto el Fe como el Mn son esenciales en el metabolismo de animales y plantas. Desde el punto de vista biológico son considerados micronutrientes porque los organismos solo necesitan pequeñas cantidades. Un estudio realizado en el Lago Superior en Canadá mostró al Fe como nutriente limitante del desarrollo fitoplanctónico (Sterner et al., 2004). La adición de Fe en el lago Erie estimuló el desarrollo del

fitoplancton, especialmente de cianobacterias (Twiss, Auclair, & Charlton, 2000). Considerando que en ambientes oxigenados el Fe es poco soluble y que por tanto su mayor concentración se encuentra en los sedimentos de los lagos y embalses, este metal puede limitar el desarrollo del fitoplancton durante la estratificación térmica (Lampert & Sommer, 2007).

Las concentraciones de Fe y Mn presentes en el agua de abastecimiento público crean dificultades en su tratamiento y consumo. Ambos metales comunican sabor, olor y color indeseables. El Fe causa manchas rojizas en las superficies de contacto, el Mn causa manchas negruzcas en los mismos materiales. Los grumos provocados por el crecimiento de bacterias, restringen el flujo del agua y reducen la presión, lo cual requiere un consumo adicional de energía (Hem, 1985).

### 2.3.8. Componentes mayoritarios del agua

El contenido salino del agua dulce está determinado por la suma de las concentraciones de cuatro cationes  $\text{Ca}^{2+}$  (Ca),  $\text{Mg}^{2+}$  (Mg),  $\text{Na}^+$  (Na) y  $\text{K}^+$  (K) y por los aniones  $(\text{CO}_3)^{2-}$  ( $\text{CO}_3$ ),  $(\text{HCO}_3)^-$  ( $\text{HCO}_3$ ),  $(\text{SO}_4)^{2-}$  ( $\text{SO}_4$ ), y  $\text{Cl}^-$  (Cl). El promedio de la salinidad del agua dulce en el mundo es 120 mg/L, pero varía en los diferentes continentes. La proporción de estos iones generalmente se comporta de la siguiente manera  $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K}$  y  $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{Cl}$  (Wetzel, 1975).

La distribución espacial y temporal de los componentes mayoritarios en el agua se verifica de acuerdo a la naturaleza de cada uno de los iones y los cationes. Los iones conservativos son aquellos cuya concentración es relativamente constante en cualquier ambiente y no es afectada por la utilización de la biota; entre ellos se encuentran el Mg, el Na, el K y el Cl. Los iones no-conservativos son aquellos cuya concentración varía en el espacio y en el tiempo. Dichas variaciones responden principalmente a los requerimientos de la biota. Iones no conservativos son el Ca, el  $\text{HCO}_3$  y el  $\text{SO}_4$  (Wetzel, 2001).

Según su origen los iones se pueden clasificar en litofílico, atmofílico y biofílico. Se consideran litofílicos los iones que dependen de la meteorización de las rocas ( $\text{CO}_3$ ,  $\text{HCO}_3$ , Ca Mg y Na), atmofílicos los que provienen de la atmósfera (Cl y  $\text{SO}_4$ ) y biofílicos los que están principalmente controlados por procesos biológicos y tienen altas tasas

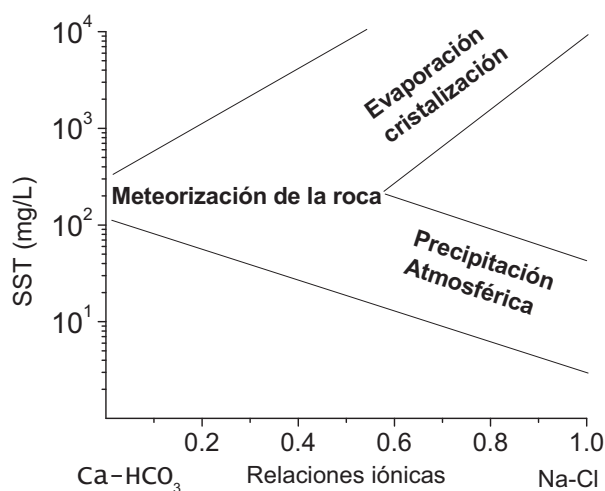
de reciclado interno dentro del ecosistema (potasio) (Ávila, Piñol, Roda, & Neal, 1992; Morejón, 2009; Piñol, Ávila, & Roda, 1992). Sin embargo, cuando la razón Na:Cl es superior a la unidad, las concentraciones de Na se asocian al impacto de las actividades antrópicas sobre la calidad del agua (Das, Krishnaswami, Sarin, & Pande, 2005; Giussani et al., 2008; Krishnaswami & Singh, 2005; Omo-Irabor et al., 2008; Viganò et al., 2003), su origen también se asocia a procesos atmosféricos (Gao et al., 2009; Jha, Tiwari, Singh, Kumar, & Subramanian, 2009).

Hay una variación significativa en la concentración de los componentes mayoritarios de un cuerpo de agua dulce a otro, como resultado de diferencias en condiciones climáticas, geografía, topografía actividad biológica y el momento seleccionado para hacer el análisis.

Existen tres mecanismos que regulan la composición salina de las aguas dulces: meteorización de las rocas, precipitación atmosférica y los procesos de evaporación-precipitación (Gibbs, 1970) (Figura 2.7). Cuando la composición salina del agua está determinada por la meteorización de las rocas, se caracteriza por un predominio de los iones  $\text{HCO}_3$  y Ca con valores moderados de salinidad (Jha et al., 2009; Pehlivan & Yilmaz, 2005). En este caso existe una dependencia de la composición del agua con la litología de la cuenca de drenaje, el clima y el relieve.

Cuando la composición del agua está regulada por las precipitaciones atmosféricas el agua se caracteriza por un bajo contenido salino y un predominio de los iones Na y Cl con valores bajos de salinidad. En estos casos la proporción de sales procedente del lavado de las rocas es muy baja y el contenido de sales en el agua proviene de la atmósfera, y más exactamente de los océanos. Este mecanismo se observa en zonas geográficas con bajo relieve y alta pluviosidad (generalmente en zonas tropicales de América del Sur y África) (Wetzel, 1975).

El tercer mecanismo que influye sobre la salinidad del agua es la evaporación cristalización fraccionada y precipitación. Cuando este mecanismo prevalece, las aguas se caracterizan por altos contenidos de Na, Cl y sales (Rajmohan & Elango, 2007). Este mecanismo se verifica fundamentalmente en regiones áridas y calientes.



**Figura 2.7.** Principales mecanismos que regulan la composición salina de las aguas.

Diferentes investigadores (Fagundo, Valdés, & Rodríguez, 1996; Garrels & Christ, 1965; Hutchinson, 1957; Roques, 1964; W. S. Stumm & Morgan, 1970; Wetzell, 1975) han desarrollado las bases teóricas que fundamentan los factores que intervienen en el proceso de disolución de los minerales por las aguas naturales.

Estos factores desempeñan un rol importante sobre los mecanismos que se verifican en el proceso de mineralización de las aguas. Cabe destacar los siguientes: el pH del agua, la acción de los gases en la disolución de los minerales, su solubilidad, la tendencia al establecimiento del equilibrio químico, el efecto de ión común, el efecto salino, el potencial de oxidación reducción del medio, la capacidad de adsorción, absorción e intercambio iónico del suelo y factores biológicos.

Los equilibrios químicos presentes en reacciones de tipo redox, intercambio ácido-base o por formación de complejos, pueden ocurrir tanto de una manera aislada como combinada en el medio acuoso. Cuando los productos de estas reacciones son poco solubles es necesario considerar el fenómeno de la precipitación y su particular influencia sobre los equilibrios iniciales. La naturaleza del agua de lluvia depende de los gases, aerosoles marinos y partículas en suspensión que se encuentran a su paso por la atmósfera en su tránsito hacia la tierra. La cantidad y características de estas sustancias que trae disueltas influyen en el proceso de meteorización y por tanto en la

composición química del agua. Por último las características petrológicas de las rocas, su composición mineralógica y su textura se deben tener presentes puesto que son los materiales susceptibles de modificación. Estos mecanismos físico-químicos condicionan la acción de las aguas de lluvia sobre las rocas de la corteza terrestre y determinan la composición química del agua dulce.

La mineralización total del agua influye sobre propiedades tales como la densidad, la viscosidad, la tensión superficial, la presión osmótica, el punto de fusión, el punto de ebullición y la solubilidad de gases. Sin embargo, la mayoría de los efectos sobre los organismos se relacionan con su composición (Lampert & Sommer, 2007).

### 2.3.8.1. Bicarbonato

El agua dulce generalmente tiene un pH entre 6 y 8.5 y su alcalinidad está determinada por el balance entre las especies  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  en dependencia del valor del pH del agua. El bicarbonato es la especie de mayor contribución a esa alcalinidad, por encima de un pH de 6.5 (en dependencia de la temperatura, la salinidad y otros factores), es la variable que predomina. A partir de valores de pH superiores a 8.5, la fracción  $\text{CO}_3^{2-}$  empieza a nivelar al resto de las fracciones de carbono inorgánico (Margalef, 1983). En la Tabla 2.4 se muestra el predominio de una u otra especie de acuerdo a los valores del pH en el agua dulce.

**Tabla 2.4.** Variación de las proporciones de dióxido de carbono bicarbonato y carbonato disuelto en agua, en relación con las variaciones de pH.

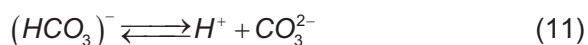
pH	$\text{CO}_2$	$\text{HCO}_3^-$	$\text{CO}_3^{2-}$
4	0.996	0.004	$1.25 \times 10^{-9}$
5	0.962	0.038	$1.20 \times 10^{-7}$
6	0.725	0.275	$9.1 \times 10^{-5}$
7	0.208	0.792	$2.6 \times 10^{-4}$
8	0.025	0.972	$3.2 \times 10^{-3}$
9	0.003	0.966	0.031
10	0.000	0.757	0.243

\* Datos tomados de Hutchinson (Hutchinson, 1957).

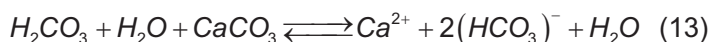
Para un pH < 6, el CO<sub>2</sub> es la especie dominante. A valores de pH entre 7 y 9, predomina el HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, mientras que el CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> comienza a aumentar su concentración significativamente a valores de pH > 9.

Algunas sales de ácidos débiles como boratos, silicatos, nitratos y fosfatos también pueden contribuir a la alcalinidad (Wetzel, 1975). Estos iones negativos en solución están comúnmente asociados o pareados con iones positivos de calcio, magnesio, potasio, sodio y otros cationes.

La principal fuente de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> es la meteorización de rocas carbonatadas como la roca caliza; aunque también puede originarse por lavado de silicatos (Al-Shaibani, 2008; Subramanian, Ittekkot, & Madhavan, 2006). A pesar de que la roca caliza no es muy soluble en agua pura, su disolución es promovida por la presencia de CO<sub>2</sub> disuelto en el agua. Las fuentes de CO<sub>2</sub> pueden generarse desde la atmósfera, la descomposición de la materia orgánica o la respiración (W. Stumm & Morgan, 1996). El HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> de lagos y embalses también puede tener su origen en afluentes de manantiales con alta alcalinidad y sobresaturados de CO<sub>2</sub>. Una vez que el afluente entra al cuerpo de agua, el CO<sub>2</sub> se libera y el equilibrio presentado en la ecuación (7) se desplaza hacia la derecha con el respectivo incremento de la concentración de carbonato. Por esta razón la concentración de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> en agua se mantiene dentro de un rango moderado a causa del equilibrio con el carbonato, según se muestra en la ecuación (11). Las concentraciones más comunes están por debajo de los 200 mg/L (Hem, 1985).



El proceso de meteorización de las rocas carbonatadas para la formación de bicarbonato se puede sintetizar según las ecuaciones (12) y (13).



La disolución de CO<sub>2</sub> en agua genera ácido carbónico (ecuación 12), que a su vez reacciona con la roca carbonatada y origina los iones Ca y HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (ecuación 13).

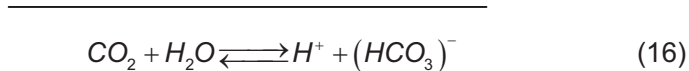
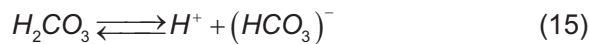
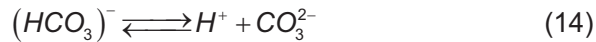
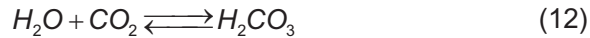
Los embalses ubicados en regiones donde abunda la roca caliza presenta una elevada alcalinidad y por tanto una alta capacidad amortiguadora. En regiones donde el lecho rocoso está compuesto mayormente de granito y otras rocas ígneas pobres en

carbonatos, generalmente encontramos lagos y corrientes con una baja alcalinidad y una pobre capacidad amortiguadora (Wetzel, 1975). Dichos cuerpos de agua son, a menudo, más susceptibles al impacto de la lluvia ácida.

Otras zonas donde encontramos lagos y corrientes con baja alcalinidad son áreas que reciben una precipitación abundante. En dichas áreas la mayoría de los carbonatos expuestos y disponibles se han disuelto a lo largo del tiempo.

El  $\text{HCO}_3^-$  desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis. La alcalinidad ha sido utilizada como un indicador de la productividad de lagos, donde niveles altos indican una productividad alta y viceversa (Lampert & Sommer, 2007). En aguas con alta productividad, el proceso fotosintético puede agotar los niveles de  $\text{CO}_2$  libre, a tal punto que el crecimiento de plantas acuáticas se ve limitado y el pH puede alcanzar valores mayores de 9 ó 10.

Durante el proceso de fotosíntesis se consume  $\text{CO}_2$  (ecuación 12), lo cual provoca el aumento del pH. Este aumento se debe a la disminución en la concentración del catión ( $\text{H}^+$ ) según se expresa en la ecuación (16) que simplifica los procesos representados por las ecuaciones (12), (14) y (15).



El  $\text{CO}_2$  consumido en la fotosíntesis puede ser restituido por dos fuentes: (1) por difusión molecular desde la atmósfera y (2) por el sistema de alcalinidad a través de la disociación de bicarbonato según las ecuaciones (12), (14), (15) y (16). Si la concentración de carbonato aumenta lo suficiente como para exceder la constante de solubilidad, la actividad fotosintética puede dar lugar a la precipitación de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (Brunskill, 1969; Müller, Wang, & Wehrli, 2006). Esa es una situación muy común en lagos de alta productividad con una alta alcalinidad, donde se puede observar una cubierta blancuzca sobre la superficie de estructuras vegetales y sobre el sedimento.



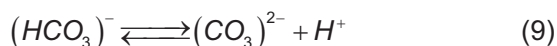
Los procesos de respiración aerobia y anaerobia generan  $\text{CO}_2$  el cual, dependiendo de su concentración, puede desplazar el equilibrio descrito en la ecuación (16) hacia la derecha, causando que el pH disminuya (Lampert & Sommer, 2007). Cuando la actividad del proceso de respiración excede la actividad fotosintética (se produce  $\text{CO}_2$  por respiración aerobia y anaerobia) disminuye la concentración de carbonato a tal punto que los depósitos de carbonato de calcio se disuelven en el agua.

### 2.3.8.2. Calcio

El Ca es el mayor constituyente de la roca caliza. Esencial para todas las formas vivas, su fuente principal son los minerales no silicatados especialmente los carbonatos, aunque también forma parte de los silicatos (feldespato, anfíboles, albita entre otros). Es el catión más abundante en las aguas subterráneas y superficiales (salvo algunas excepciones), su concentración puede ir desde niveles bajos hasta cientos de mg/L (Hem, 1985). Está normalmente presente como ión bivalente  $\text{Ca}^{2+}$  y en virtud de su rápida solubilidad está presente en casi todas las aguas. Es un ión no conservativo y su concentración en el agua depende de factores abióticos y bióticos (Wetzel, 2001). Entre los factores abióticos la concentración de  $\text{CO}_2$  disuelto en el agua desempeña un rol fundamental. Si el pH de la solución alcanza un nivel suficientemente alto para la producción de  $\text{CO}_3^{2-}$ , el  $\text{CaCO}_3$  precipita en cantidades apreciables; si el  $\text{CO}_2$  se incorpora al sistema la solución se mantiene y si es removido puede ocurrir la deposición del  $\text{CaCO}_3$ . Por tanto, la presencia de grandes cantidades de calcio y bicarbonato en solución es posible cuando se dispone de un gran contenido de  $\text{CO}_2$  (Wetzel, 1975).

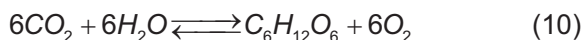


El aumento de la temperatura del agua en el verano produce una disminución en la concentración del  $\text{CO}_2$ , lo cual produce un desplazamiento hacia la derecha del equilibrio químico representado en la ecuación (7). Como resultado ocurre la precipitación del  $\text{CaCO}_3$  (la solubilidad en agua a  $25^\circ\text{C}$  es  $1.23 \times 10^{-2}$  g/l), lo cual disminuye la concentración de Ca en solución. Algunos iones, así como ácidos húmicos y otras sustancias disueltas en el agua pueden adherirse a las partículas de  $\text{CaCO}_3$  y formar parte de los sedimentos de los cuerpos de agua.



La elevación del pH del agua conduce a la formación de apatita si hay fósforo en solución. Al mismo tiempo, promueve la formación de carbonato de calcio por el desplazamiento hacia la derecha del equilibrio químico representado en la ecuación (9). El  $CaCO_3$  puede coprecipitar junto al fosfato en solución. Se ha planteado que concentraciones de calcio superiores a 40 mg/L reducen la solubilidad del fósforo (Margalef, 1983) . El Ca forma compuestos insolubles con el fósforo (apatita, hidroxilapatita, anapaíta, etc.) por tanto reduce la concentración de fósforo en el agua y previene el crecimiento algal (W. Stumm & Morgan, 1996). Las aguas superficiales pobres en Ca, tienen una débil capacidad buffer y con frecuencia son ligeramente ácidas. También son más sensibles a la eutrofización: se ha señalado que para pH 7, y concentraciones de calcio superiores a 40 mg/L reducen al fósforo disuelto a 10 µg/l, concentraciones de Ca superiores de 100 mg/L lo reducen hasta 1 µg/l (Fuentes & Massol-Deyá, 2002). El fosfato de calcio a 25°C tiene una Kps de  $1,2 \times 10^{-26}$ .

Cuando la eutrofización alcanza un alto grado y como consecuencia la tasa fotosintética es alta, se produce la descalcificación del agua. El proceso fotosintético se puede representar de forma resumida por la ecuación (10). El consumo de  $CO_2$  por el proceso fotosintético trae aparejado un desplazamiento hacia la derecha del equilibrio químico de la ecuación (7), con la respectiva formación de  $CaCO_3$  que precipita, por lo cual las concentraciones de Ca en el agua disminuyen.



Bajas concentraciones de Ca comparadas al Na pueden indicar ausencia de minerales de Ca soluble o la acción de cambio de base por medio de la cual el Ca que está originalmente en las aguas ha sido intercambiado por el Na. El Ca es formador de complejo con los ácidos húmicos, especialmente los que están presentes en los sedimentos alterando el equilibrio en el hipolimnio de los cuerpos de agua (Hem, 1985). Pequeñas concentraciones de  $CaCO_3$  combaten la corrosión de almacenamientos y conductores metálicos por la formación de una capa protectora, así mismo repercute de forma perjudicial en las industrias, específicamente donde se realiza transferencia de calor ya que es conocido que junto al Mg contribuye a la dureza del agua.

### 2.3.8.3. Magnesio

El magnesio es esencial para la nutrición de la biota acuática, aunque en pequeñas concentraciones en relación a las presentes en el agua dulce. En este medio su concentración varía entre 1 y 100 mg/L, en dependencia de la geología de la cuenca (Chapman, 1996). Es necesario para la formación de la molécula de clorofila. En el agua predomina como ión  $Mg^{2+}$  y junto al Ca contribuye a la dureza del agua.

Los compuestos de Mg son más solubles que sus similares de Ca. Aparece generalmente en las aguas en cantidades mucho menores que el Ca. Una vez en solución el Mg tiende a permanecer en ese estado más fuertemente que el Ca lo que está probado de manera general por el enriquecimiento de Mg en el agua de mar donde su concentración es la segunda en orden después del sodio. Su contenido aumenta a lo largo de los ríos en relación con los otros cationes y en particular el Ca. Como resultado de estas propiedades, se considera un ión conservativo y se emplea para detectar entradas de agua subterránea a embalses, mediante un balance de masa (Wetzel, 1975).

Forma parte de la composición de las rocas ígneas en forma de silicatos (olivinos, piroxenos, anfíboles). También forma parte de rocas carbonatadas tales como la dolomita, la caliza, la magnesita entre otros. Al igual que el calcio, el magnesio proviene mayormente de la meteorización de las rocas (Berner & Berner, 1987).

### 2.3.8.4. Sodio

Toda el agua dulce contiene sodio a causa de la alta solubilidad de sus sales. De forma general su concentración está por debajo de los 50 mg/L, se encuentra en la forma iónica  $Na^{+}$  y es esencial para la biota. Elevadas concentraciones en el suelo afecta el crecimiento de las plantas (Chapman, 1996).

Las fuentes de sodio pueden ser de origen natural y antrópico. Entre las fuentes naturales se encuentran el lavado de silicatos (feldespatos) y evaporitas (Hem, 1985), así como procedente de procesos atmosféricos (Jha et al., 2009). Entre las fuentes antrópicas se encuentran residuales domésticos y agropecuarios entre otros (Giussani et al., 2008; Jha et al., 2009; Omo-Irabor et al., 2008).

#### **2.3.8.5. Potasio**

Su concentración en el agua dulce es baja (inferior a 10 mg/L) porque las rocas que lo contienen son resistente al lavado. Es requerido por la biota acuática y sus sales son solubles, aunque parte del potasio en solución puede retornar a la fase sólida (Chapman, 1996). Un proceso que incorpora K disuelto al estado sólido es el intercambio de base o adsorción por arcillas.

El potasio es poco común en las rocas ígneas, mientras que en las rocas sedimentarias es más abundante. Aunque el Na y el K son metales alcalinos y tienen características químicas comunes, su comportamiento en el proceso de meteorización química es diferente. El sodio permanece en solución, mientras que el potasio es fácilmente re combinado con los productos de la meteorización. Esto explica que el sodio esté normalmente presente en el agua en mayor proporción que el potasio (Hem, 1985).

#### **2.3.8.6. Cloruro**

La principal especie de cloro en agua es el cloruro. Su concentración en el agua dulce limpia generalmente está por debajo de los 10 mg/L. Las fuentes de incorporación pueden ser naturales y antrópicas. Las fuentes naturales pueden ser: (1) por deposición atmosférica de aerosoles marinos, (2) lavado de rocas sedimentarias como la halita y silicatos (3) lavado de tierras áridas y la intrusión de agua marina. Las fuentes antrópicas incluyen: (1) aguas albañales, (2) residuales industriales ricos en cloruro, (3) residuales procedente de la cría de ganado y (4) escurrimientos de áreas de riego agrícola. Concentraciones elevadas de cloruro inducen mal sabor al agua (Chapman, 1996) y resultan tóxicas para las plantas.

En algunos diseños de muestreo se incluye la determinación de las concentraciones de cloruro como variable indicadora de posible contaminación fecal (Alhajjar, Chesters, & Harkin, 1990). La propia naturaleza referida a su carácter conservativo, incentiva el uso del cloruro como trazador en numerosas investigaciones; entre estas se encuentran: (1) estimaciones de la tasa de recarga a acuíferos mediante un balance de masa (Al-Shaibani, 2008), (2) evaluaciones de procesos biogeoquímicos en sedimentos (Lichtschlag, Felden, Brüchert, Boetius, & Beer, 2010), (3) determinación de la dispersión de aguas albañales en el interior de diferentes cuerpos de agua (Chapman, 1996), (4) entrada de agua subterránea a embalses (Marques, Sella, de-Mello, Lacerda,

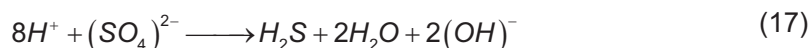
54

& Silva-Filho, 2008), (5) evaluación de los mecanismos de la salinización producida en embalses y de las variaciones de las condiciones hidrológicas en el tiempo (Rimmer, Boger, Yasuaki, & Michio, 2006).

#### 2.3.8.7. Sulfato

El sulfato es un ión bivalente y soluble en agua. Es utilizado por los organismos en la síntesis de proteínas [75]. Su concentración en el agua dulce con frecuencia está entre los 2 y 80 mg/L. Proviene de la deposición de aerosoles marinos, del lavado de minerales sulfurosos, del lavado del yeso, de la descarga de procesos industriales y de la disolución en el agua del óxido de azufre producido en la combustión de combustibles fósiles (Chapman, 1996). El aporte de los combustibles fósiles, además, genera una disminución del pH del agua dulce por la incidencia de las lluvias ácidas. El agua de drenaje de las áreas de riego generalmente contienen concentraciones más altas de  $\text{SO}_4$  y  $\text{Cl}$  por la concentración provocada en el proceso de evapotranspiración, aún cuando el suelo está libre de sales solubles de estos iones, lo cual constituye un aporte adicional (Hem, 1985).

En un medio anaeróbico con bajos valores del Eh, las bacterias del medio utilizan las moléculas oxigenadas similares al  $\text{SO}_4$  como aceptor de electrones en la respiración. Este proceso se puede representar según la ecuación (17).



El sulfuro producido se combina con el Fe y forma un compuesto insoluble de color negro ( $\text{FeS}$ ) que se deposita en los sedimentos. Altas concentraciones de  $\text{SO}_4$  en el agua favorece la formación de sulfuro e inhibe la producción de metano, importante elemento del ciclo del carbono que incide sobre el clima por su efecto de gas invernadero (Lampert & Sommer, 2007).

## **CAPÍTULO 3. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS EN EL EMBALSE PASO BONITO**

Información publicada en la revista *Limnetica*

BETANCOURT, C., R. SUÁREZ & L. TOLEDO. 2009. Patrones de distribución temporal de algunas variables físicas y químicas en el embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba. *Limnetica*, 28 (1): 23-34.

### **3.1. INTRODUCCIÓN**

El conocimiento de las características físico-químicas del agua de un embalse constituye una herramienta importante para gestionar adecuadamente este recurso. Dentro de los indicadores a tener en cuenta, la temperatura (T), el Eh, el OD y el pH, resultan de gran interés porque se incluyen dentro de los factores que regulan el fenómeno altamente complejo de liberación de nutrientes, metales y materia orgánica desde los sedimentos (Aminot & Andrieux, 1996; Appan & Ting, 1996; Boström et al., 1988; G. P. Harris, 1999).

La T es un factor abiótico que controla procesos vitales para los organismos, así como también afecta las propiedades químicas y físicas de otros factores abióticos en un ecosistema. A su vez, incrementos de este indicador pueden alargar los períodos de estratificación, potenciando el efecto de los contaminantes aportados por la cuenca (J. Armengol & García, 1997).

El OD es importante en los procesos de fotosíntesis, oxidación-reducción, solubilidad de minerales y la descomposición de materia orgánica. La anoxia hipolimnética puede traer consecuencias negativas sobre la calidad del agua, como es el caso de la liberación de nutrientes (amonio y ortofosfato) y metales desde el fondo (Ahlgren, Sörensson, Waara, & Vrede, 1994; M. W. Beutel, 2006; Boström et al., 1988; Kassim, 1997; Kilham & Kilham, 1990; McGinnis & Little, 2002).

El Eh regula el comportamiento de muchos compuestos químicos presentes en cuerpos de agua naturales. La solubilidad de metales como Fe y Mn y el estado de oxidación de nutrientes como el nitrógeno, carbono y azufre dependen del Eh y del pH del medio.

El pH ha sido definido como la variable principal de la química de los sistemas acuáticos (Tilman, Kilham, & Kilham, 1982). El mismo informa sobre aspectos tan interesantes como son las características litológicas de la cuenca de drenaje, los usos del suelo, o la

actividad biológica que se desarrolla en un cuerpo de agua. Los cambios en el pH pueden ser usados para estimar el metabolismo de los sistemas acuáticos (Geider & Osborn, 1992) y la dinámica de los nutrientes (Harper, 1992).

El embalse Paso Bonito, fuente de abastecimiento de la Ciudad de Cienfuegos, se está afectando por contaminantes derivados de malas prácticas de manejo, los cuales pueden incidir en el comportamiento de variables tales como OD, Eh y pH. A su vez, incrementos de la T pueden alargar los períodos de estratificación potenciando el efecto de los contaminantes aportados por la cuenca.

El presente trabajo tiene como objetivo conocer el patrón de distribución de la T, el pH, OD y Eh en la columna de agua del embalse, para poder interpretar posteriormente los resultados obtenidos en investigaciones relacionadas con el comportamiento de variables como Fe, Mn, ciclo del fósforo, ciclo del nitrógeno y distribución de fitoplancton.

## **3.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **3.2.1. Muestreos efectuados**

Se realizaron nueve muestreos a partir de septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007, incluyendo los meses de principio y final de los supuestos períodos de mezcla y estratificación térmica del embalse (septiembre, octubre, noviembre, diciembre, de 2006 y febrero, mayo, julio y octubre de 2007 respectivamente).

Las muestras se tomaron primeramente en la superficie y a continuación metro a metro hasta el fondo en un perfil ubicado en el punto de toma del embalse (n=99) y se determinaron las siguientes variables: profundidad (m), T del agua (°C), pH (unidades), OD (mg/L), porcentaje de saturación de OD y Eh (mV).

Para la toma de muestras se utilizó una botella Niskin de cinco litros de capacidad. Las determinaciones de pH y Eh se realizaron según el manual del equipo HANNA HI 9025-C, la T fue medida *in situ* y el OD se determinó por el método Winkler.

### 3.2.2. Análisis de datos

Los porcentajes de saturación de OD se calcularon a partir de la solubilidad del oxígeno en función de la T y la salinidad (APHA, 1992), (Tabla 3.1). Se excluyeron los valores registrados en octubre 2006 y noviembre 2007 por resultar superiores respecto a estos mismos meses de los años 2007 y 2006 respectivamente.

Se describió cualitativamente la calidad del agua en función del porcentaje de saturación de OD [ (Lynch & Poole, 1979) citado por (Fuentes & Massol-Deyá, 2002)] (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1.** Calidad del agua en función del porcentaje saturación de OD (Según el criterio de Lynch y Poole, 1979).

Calidad	Porcentaje de saturación de OD (a la T y salinidad prevaliente en el ambiente)
Buena	>90
Regular	89-75
Dudosa	74-50
Contaminada	<50

Para el trabajo estadístico se comprobó la normalidad de los datos, las diferencias significativas entre los indicadores evaluados durante el estudio se corroboraron a partir de una comparación de media metro a metro, verificando las hipótesis planteadas a través de la prueba *t de student*.

Las diferencias estadísticamente significativas entre el pH en febrero y los meses restantes fueron establecidas mediante pruebas de hipótesis sobre la media en cada una de las profundidades; de igual forma se procedió con el pH en mayo y el Eh en octubre de 2007. Se excluyeron las mediciones de pH en mayo para la prueba de febrero y viceversa.

El análisis de la influencia de la profundidad y los procesos de estratificación térmica y mezcla sobre el OD, se hizo aplicando un análisis de varianza con ambos factores. Debido a la presencia de interacción entre ambos factores, se realizó un análisis de varianza univariado para establecer las diferencias entre las distintas combinaciones.



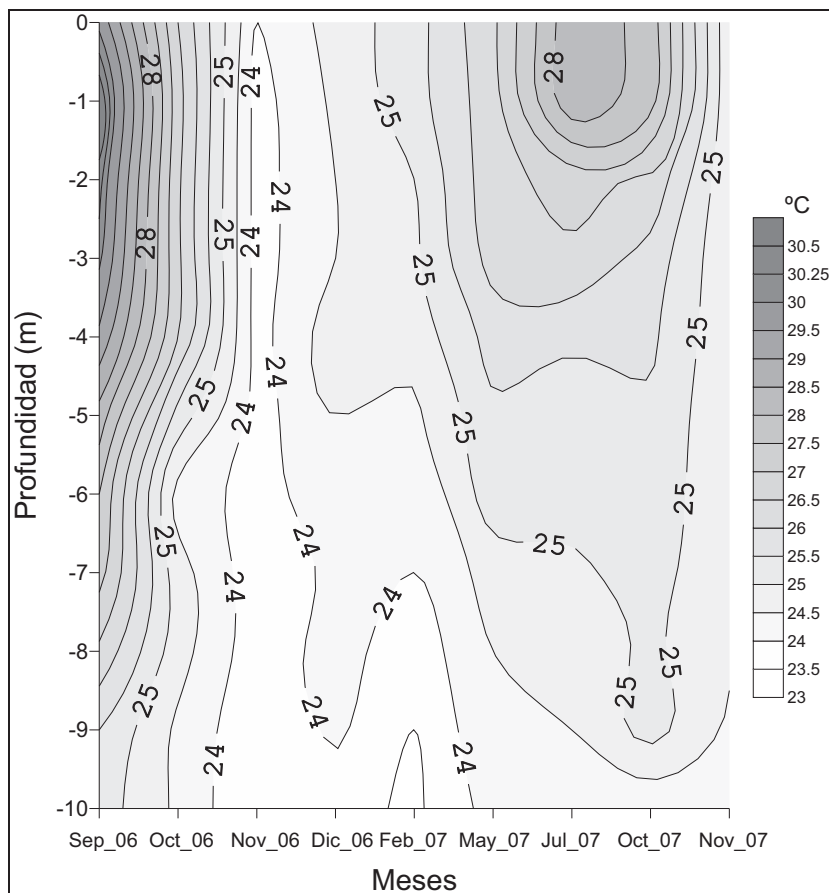
Para estudiar la relación entre el Eh y el resto de las variables en estudio, se utilizaron inicialmente diagramas de dispersión y análisis de correlaciones mediante el coeficiente de correlación de Pearson. Posteriormente se utilizó la regresión lineal múltiple de la variable Eh sobre las variables independientes, hasta obtener un modelo con las variables que mejor explican la relación.

### **3.3. RESULTADOS**

#### **3.3.1. Temperatura**

El proceso de estratificación térmica alcanzó su mayor estabilidad en el mes de octubre de 2006 (Figura 3.1), caracterizado por un metalimnio que se ubica entre los 4 y 6 m de profundidad, con un gradiente de T de 2.2 °C.

Con la llegada del invierno en noviembre, comenzó el proceso de mezcla del embalse que se extendió hasta mayo. En julio se observaron diferencias de T superiores a 1 °C entre 1 y 2 m de profundidad.



**Figura 3.1.** Ciclo térmico en el embalse Paso Bonito.

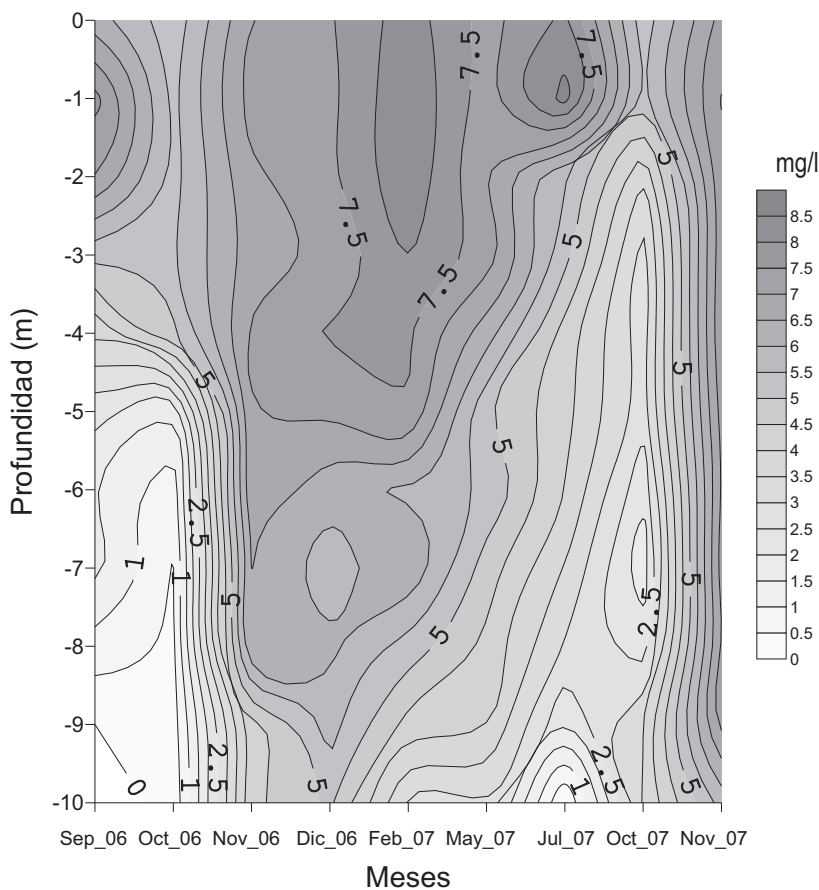
En octubre de 2007, se observó un gradiente térmico entre el primer y segundo metro de profundidad y entre los 9 y 10 m (fondo del embalse), con un proceso de mezcla entre los 2 y 9 m. Este comportamiento es anómalo si se considera que octubre coincide con el fin del verano en Cuba y durante el año anterior se observó la mayor estratificación del embalse en este mes.

### 3.3.2. Oxígeno Disuelto (OD)

Las concentraciones de OD durante la campaña oscilaron en el intervalo de 0 a 8.66 mg/L (Figura 3.2). De forma general los valores más bajos en la columna de agua se

registraron en la zona próxima al fondo y durante los meses de octubre, mientras que los más altos se encontraron a un metro de profundidad.

Los mayores gradientes de concentración (oxiclina) por meses de muestreo, se observaron en las capas más superficiales (1-6 m) durante los meses de julio, septiembre y octubre de 2006. En febrero, mayo y noviembre los gradientes se registraron en el fondo, mientras que en diciembre, las disminuciones son menos acentuadas. Oxiclina y termoclina coinciden en los meses de julio, septiembre y octubre de 2006.



**Figura 3.2.** Evaluación temporal y vertical en la concentración de OD.

En el fondo del embalse el agua resultó contaminada (Tabla 3.2) según los criterios de clasificación expuestos en la Tabla 3.1, con porcentajes de saturación menores que 50 para todos los meses, excepto para noviembre (2006 y 2007) y diciembre que resultó

dudosa (74-50%). En el mes de febrero, a pesar de que el embalse estaba circulando, también se registró una baja saturación en el fondo (35.5%) que indica contaminación del agua.

**Tabla 3.2.** Porcentaje de saturación de OD en el embalse.

<b>Meses</b>	<b>Porcentaje máximo de saturación (profundidad)</b>	<b>% mínimo de saturación</b>
septiembre	104 (1 m)	0
octubre de 2007	68 (1 m)	0
noviembre de 2006	87 (1 m)	52
diciembre	92 (Superficie)	61
febrero	104 (1 m)	36
Mayo	92 (Superficie)	33
Julio	113 (1 m)	0

En octubre de 2007 la calidad del agua en toda la columna es dudosa o contaminada con insaturaciones altas (entre 67.5 y 21.1%) y un patrón de distribución anómalo, donde los valores disminuyen desde la superficie hasta los 7 m y aumentan en 0.66 mg/L a los 8 m, con una posterior disminución gradual de dicho indicador hacia el fondo (Figura 3).

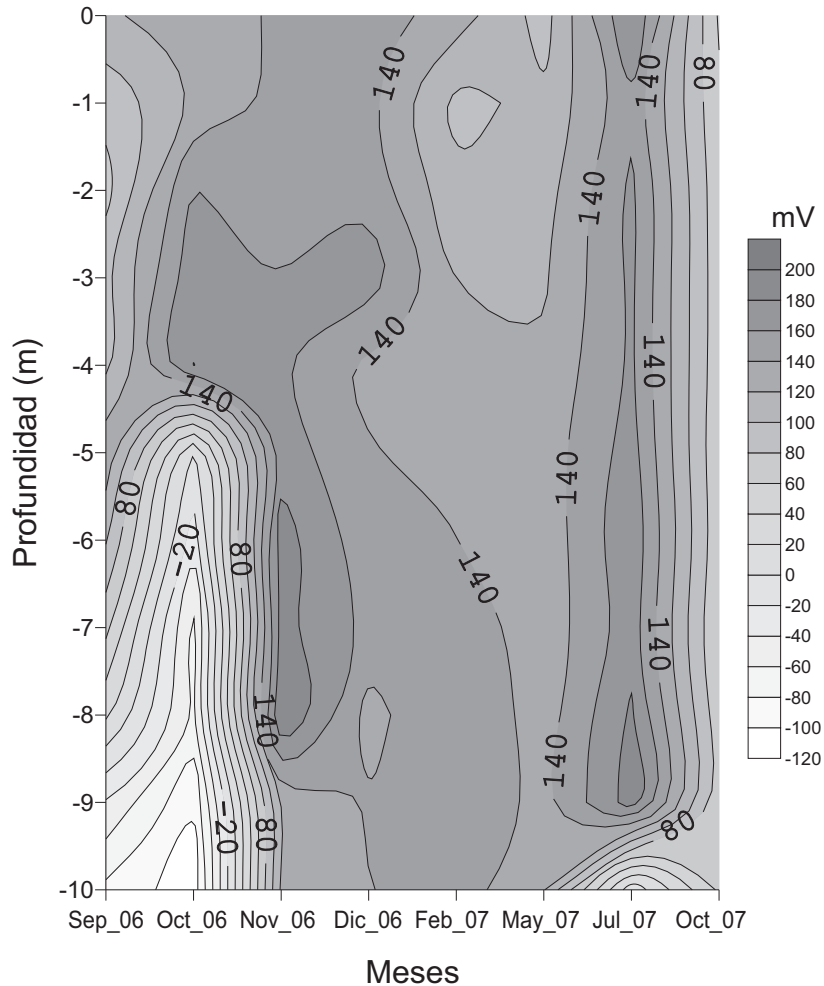
En la prueba Anova para establecer el efecto de interacción de las distintas combinaciones de niveles de profundidad (superficie, medio y fondo) con los procesos de estratificación térmica y mezcla sobre las concentraciones medias de OD, se obtuvieron los siguientes resultados:

1. No se observaron diferencias significativas entre la superficie, medio y fondo, durante el proceso de mezcla del embalse.
2. Mientras ocurría la estratificación térmica del embalse se encontraron diferencias significativas al comparar superficie con medio ( $p < 0.031$ ) y fondo ( $p = 0.000$ ), pero no entre la profundidad media y fondo.
3. Al comparar ambos procesos (mezcla y estratificación térmica en conjunto), se encontró diferencias significativas ( $p < 0.031$ ) entre el medio (estratificación térmica) y superficie (mezcla); fondo (estratificación térmica) y superficie (mezcla) ( $p = 0.000$ ); y fondo (estratificación térmica) y medio (mezcla) ( $p = 0.000$ ).

Estas consideraciones ponen de manifiesto que el déficit de OD durante la estratificación térmica se verifica desde las profundidades medias del embalse donde se ubica el punto de toma.

### **3.3.3. Potencial Redox (Eh)**

El 85.7% de las mediciones durante el estudio se enmarcaron entre los 90 y 200 mV (Figura 3.3). El mayor valor (200 mV) se registró en el mes de noviembre de 2006 cuando el embalse estaba circulando, mientras que las cifras más bajas corresponden con el período de estratificación térmica (julio, septiembre y octubre de 2006), llegando a alcanzar valores negativos en la zonas próximas al fondo del embalse (-125.5 mV) durante el mes de octubre de 2006.



**Figura 3.3.** Evaluación temporal y vertical del Eh.

En julio, cuando se inicia el proceso de estratificación térmica del embalse, se observa un gradiente del indicador (redoxclina) entre los 9 y 10 m, mientras que el gradiente de oxígeno se observa entre 1 y 2 m. A medida que avanza el proceso de estratificación térmica, la oxiclina comienza a descender y la redoxclina a ascender de tal manera que hacia finales de la estratificación térmica (octubre de 2006) coinciden la oxiclina, termoclina y redoxclina. Esta coincidencia en la columna de agua no resulta común (García-Gil & Camacho, 2001).

Al comparar el Eh del mes de octubre de 2007 (valores bajos y bastante homogéneos en la columna de agua) con el resto de los meses, se obtuvieron diferencias

estadísticamente significativas ( $p \leq 0.032$ ), corroborando que el Eh es inferior al resto de los meses estudiados desde la superficie hasta los 6 m de profundidad. En diciembre y mayo también se observó homogeneidad en toda la columna de agua, pero con valores más altos.

Adicionalmente, en octubre de 2007, el Eh registró una disminución gradual hasta los 8 m, aumentó ligeramente en los 9 m y alcanzó valores más bajos a los 10 m. Esta anomalía se puede observar en el Figura 3.3.

### **3.3.4. Modelo empírico para el Eh**

Considerando que el Eh es una variable dependiente del pH, T y OD, se realizaron gráficos de dispersión para explorar la naturaleza de la relación entre ellos.

En la regresión del Eh sobre el resto de las variables en estudio, fue excluida la variable pH con el empleo del método paso a paso. Sin embargo, existen autores (Bachmann, Friese, & Zachmann, 2001; Wagman et al., 1982) que han obtenido ecuaciones dependientes del pH y otros han obtenido ecuaciones que incluyen además del pH, el OD [(R. L. Chen, Gunnison, & Brannon, 1983) citado por (Wallace, 2007)] .

En este estudio se obtuvieron tres modelos que incluyeron 1: todo el período evaluado, 2: el proceso de mezcla del embalse y 3: la estratificación; todos dependientes del OD y la T.

El modelo que se obtuvo para el período de estratificación térmica mostró una baja correlación, por lo que fue excluido de los resultados.

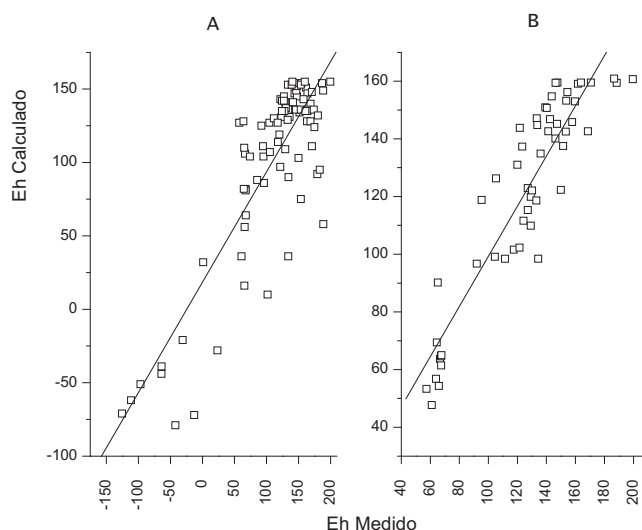
#### Modelo considerando todo el período evaluado.

$$Eh = 91.8 + 76.154 OD - 6.492 (OD)^2 - 6.687 T. (R^2=0.798).$$

#### Modelo para el período de mezcla.

$$Eh = 597.64 + 38.335 OD - 2.69 (OD)^2 - 24.146 T. (R^2=0.808).$$

La relación entre el Eh observado y el obtenido mediante los modelos durante los procesos de estratificación térmica y mezcla se muestran en las Figuras 3.4 A y 3.4 B.

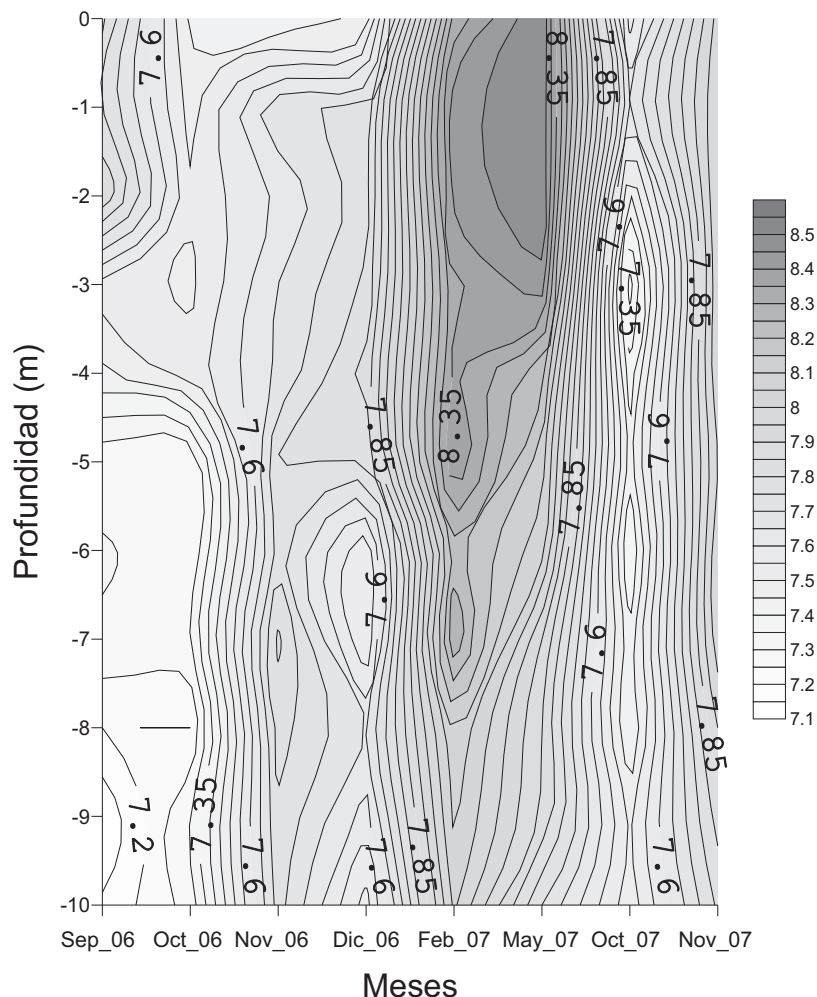


**Figura 3.4.** A: Comparación de los valores de Eh observados y calculados mediante el modelo “mezcla y estratificación térmica”. B: Comparación de los valores de Eh observados y calculados mediante el modelo “mezcla”.

### 3.3.5. Potencial de Hidrógeno (pH)

Los valores de pH en todas las mediciones realizadas se enmarcan en el intervalo de 7.11 (septiembre) a 8.50 (mayo), es decir entre ligeramente alcalino y alcalino respectivamente (Figura 3.5). Observaciones superiores a 8 (pH alcalino) se registraron en mayo en toda la columna de agua y en febrero hasta los 6 m de profundidad, el resto de las mediciones estuvo por debajo de 8 (ligeramente alcalino).





**Figura 3.5.** Variabilidad temporal y vertical del pH

Los registros más bajos se observaron en la cercanía del fondo del embalse, fundamentalmente durante la estratificación térmica y durante el mes de octubre de 2007, mientras que los más altos por niveles de profundidad se detectaron generalmente a 1 m.

En diciembre y octubre de 2007 se observó un comportamiento anómalo en la distribución del pH en la columna de agua, detectándose aumento de valores en profundidades intermedias seguidos por una disminución gradual.

En la comparación de medias de febrero y mayo, y en toda la columna de agua, se observaron diferencias significativas con el resto de los meses estudiados ( $p < 0.028$ ),

excepto para las mediciones en el fondo del embalse (10 m) durante el mes mayo, donde se pierden esas diferencias.

### 3.3.6. Correlaciones

Las correlaciones más fuertes encontradas durante la estratificación térmica del embalse fueron profundidad/OD ( $r=-0.819$ ), profundidad/T ( $r=0.700$ ), pH/OD ( $r=0.817$ ) y Eh/OD ( $r=0.668$ ) (Tabla 3.3).

**Tabla 3.3.** Matriz de correlación de Pearson (estratificación térmica)  $n=45$  y  $*p < 0.01$

	Profundidad	OD	Eh	pH	T
Profundidad	1				
OD	-0.819*	1			
Eh	-0.453*	0.668*	1		
pH	-0.456*	0.817*	0.506*	1	
T	-0.700*	0.543*	0.234	0.065	1

Por el contrario, durante el proceso de mezcla las correlaciones mayores resultaron entre el Eh/OD ( $r=0.676$ ) y pH/OD ( $r=0.613$ ) (Tabla 3.4).

**Tabla 3.4.** Matriz de correlación de Pearson (mezcla)  $n=55$  y  $*p < 0.01$

	Profundidad	OD	Eh	pH	T
Profundidad	1				
OD	-0.461*	1			
Eh	-0.023	0.676*	1		
pH	-0.111	0.613*	0.245	1	
T	-0.467*	-0.200	-	-	1
			0.626*	0.181	

Finalmente en el análisis conjunto de todas las correlaciones, las más elevadas fueron entre el pH y el OD ( $r=0.722$ ) y entre el Eh y el OD ( $r=0.678$ ).

### **3.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS**

#### **3.4.1. Temperatura**

Según los muestreos realizados durante el 2006, el embalse resultó monomíctico, con un solo proceso de mezcla en ese año; comportamientos similares han sido reportados en otros embalses de diferentes regiones del mundo (González et al., 2004; Salmaso et al., 2003; Varekamp, 2003).

El comportamiento anómalo observado en octubre de 2007 podría ser consecuencia de las abundantes lluvias antes del muestreo. Según información de la gerencia de Recursos Hidráulicos en Cienfuegos, el escurrimiento incorporado al embalse durante la semana anterior al muestreo fue de  $3.941 \text{ hm}^3$ , valor que representa casi la mitad del volumen de almacenamiento del embalse.

La entrada de esta cantidad de agua en tan poco tiempo durante el mes de octubre de 2007, unido a la morfometría del embalse y de su cuenca de alimentación (Tabla 2.1), pudo haber afectado su dinámica y haber producido la mezcla que se observó entre los 2 y 9 m de profundidad. En esta ocasión el embalse se comportó como polimíctico, comportamiento que pudiera repetirse en períodos de intensas precipitaciones.

Los gradientes en la superficie y fondo observados en este mes pudieran relacionarse con el establecimiento de las condiciones normales correspondientes al verano en octubre, y a la estabilización del escurrimiento del río.

#### **3.4.2. Oxígeno Disuelto (OD)**

Los valores más altos de saturación observados a 1 m de profundidad se podrían relacionar con los resultados de un estudio realizado en el embalse durante los años 2005 y 2006 (Comas, Moreira, & Uriza, 2007), donde se encontró la mayor

concentración de fitoplancton (productor de oxígeno por la actividad fotosintética) entre 0.5 y 1.5 m.

Cuando se comparan los patrones de distribución del OD con los de la T, se evidencia que este embalse posee una distribución termal del tipo clinógrada. Este tipo de curva se caracteriza por un contenido relativamente mayor de OD cerca de la superficie, donde se desarrolla la actividad fotosintética, con una fuerte estratificación y anoxia o casi agotamiento del OD en el hipolimnio.

Este patrón de distribución vertical de OD se observa en cuerpos de agua estratificados, con una alta productividad y una reducción significativa de oxígeno en el hipolimnio, como resultado de la descomposición aeróbica de la materia orgánica generada por los fitofitos, (Fuentes & Massol-Deyá, 2002; Sawyer et al., 2003) y puede interpretarse como un síntoma de eutrofia (Margalef, 1983).

Como es característico en las curvas clinógradas (Wetzel, 1975), en este trabajo también se evidencia que los gradientes de concentraciones de OD entre la superficie y el fondo durante los periodos de circulación son mayores que los de T.

Tanto la distribución de oxígeno de tipo clinógrada, como la clasificación del agua contaminada en el fondo del embalse y durante los meses de octubre por los bajos porcentajes de saturación, podrían ser una respuesta al aporte de contaminantes realizado por la cuenca (residuales porcinos, vacunos y algunos asentamientos humanos).

#### **3.4.3. Potencial Redox (Eh)**

La homogeneidad observada en el Eh en octubre de 2007, se explica por el efecto de la mezcla del embalse producto de las lluvias intensas ocurridas la semana anterior al muestreo.

Es probable que antes de la ocurrencia de estas lluvias el patrón de distribución de Eh fuera similar al registrado durante el mes de octubre de 2006 marcado por gradientes de potenciales entre el epilimnio e hipolimnio y que al ocurrir la mezcla antes mencionada provocara los valores significativamente más bajos en los primeros 6 m de profundidad.

#### **3.4.4. Potencial de Hidrógeno (pH)**

Los valores altos de pH en los meses de febrero y mayo podrían corresponderse con la mayor abundancia de células/L de fitoplancton, registrada para este período en este embalse (Comas et al., 2007), considerando que la utilización fotosintética de CO<sub>2</sub> provoca un aumento en los valores de pH (Conde & Gorga, 1999).

Las más altas concentraciones de microalgas se encontraron entre 0.5 y 1 m de profundidad, lo cual también explica los valores más altos de pH en el metro de profundidad (Comas et al., 2007).

En el fondo del embalse durante los meses de estratificación se produce un reciclado de los nutrientes [en el caso del fósforo favorecido por los bajos valores del pH y del Eh, (P. A. Moore & Reddy, 1994)], que desde la materia orgánica pasan a la forma inorgánica. Se ha planteado que la mezcla de agua en un embalse produce una subida de nutrientes desde el fondo hacia las capas superficiales, con el consiguiente aumento de biomasa de fitoplancton (J. Armengol & Dolz, 2004) y de la producción primaria.

La anomalía registrada en la distribución del OD, Eh y pH correspondiente a diciembre y octubre de 2007 (aumento en los valores de estos indicadores en profundidades intermedias antecidos y seguidos de disminución gradual) pudiera estar relacionada con procesos sucesivos de estratificación y mezcla condicionados por factores meteorológicos. Probablemente las capas de aguas profundas con valores más bajos de pH, Eh y OD se trasladaron hasta las profundidades intermedias y a su vez las capas de aguas superficiales con cifras superiores de pH, Eh y OD ocuparon las capas más profundas.

Muchos de los cambios en la calidad del agua que no encontraban explicación cuando se analizaban en el contexto del ciclo anual, se pueden entender muy bien cuando se analizan las condiciones meteorológicas de unos pocos días antes de que se produzca los cambios detectados (Spigel & Imberger, 1987).

#### **3.4.5. Correlaciones**

La fuerte correlación encontrada entre el OD y la profundidad, puede ser interpretada como una manifestación del deterioro de la calidad del agua respecto a este indicador, durante la estratificación térmica del embalse.

El OD estuvo además muy correlacionado con el pH de forma positiva. La fotosíntesis en el epilimnio incrementa la concentración de oxígeno y disminuye la concentración del CO<sub>2</sub>, produciéndose un aumento del pH (Wetzel, 1975), por otra parte la degradación de la materia orgánica presente en los sedimentos produce un consumo de OD y una disminución de pH con la respectiva liberación de CO<sub>2</sub> (Bédard & Knowles, 1991; González et al., 2004).

### **3.5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO**

Según el patrón de T obtenido, el embalse puede clasificarse como polimíctico durante el año 2007 debido a condiciones climáticas puntuales (lluvias intensas) y monomíctico en el 2006, con un patrón de distribución de OD de tipo clinógrado y anómalo para el verano dada las condiciones climáticas puntuales (intensas lluvias), con pH ligeramente alcalino y alcalino en toda la columna de agua, mientras que el Eh se mueve en un intervalo que favorece las reacciones redox durante el período de estratificación térmica.

El proceso de estratificación térmica comenzó en julio extendiéndose durante todo el verano, para dar comienzo a la mezcla con la llegada del invierno en noviembre de 2006.

Los valores más bajos de todos los indicadores en estudios se encontraron en las profundidades cercanas al fondo del embalse, y las concentraciones de OD registraron los valores más altos a 1 m de profundidad y durante los períodos de mezcla, coincidiendo con las temperaturas más bajas del año. Durante la estratificación térmica la calidad del agua puede considerarse como "dudosa" o "contaminada" según los valores de saturaciones de OD.

Se registró coincidencia de la termoclina y oxiclina desde el metro de profundidad hasta las capas intermedias (6 m), mientras que la redoxclina se ubicó generalmente próxima al fondo, exceptuando al final de la estratificación térmica (octubre de 2006), que hubo coincidencia de termoclina, oxiclina y redoxclina entre los 4 y 6 m de profundidad.

Las mayores correlaciones encontradas fueron entre el Eh y el OD, el pH y la T y pH y el OD.

Se encontró un modelo empírico que relaciona el Eh con el OD y la T.

### **CAPÍTULO 3. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS EN EL EMBALSE PASO BONITO**

El comportamiento anómalo registrado en la columna de agua en el mes de diciembre y durante la ocurrencia de lluvias intensas, merece atención y será objeto de estudios posteriores.

## **CAPÍTULO 4. CICLO ANUAL DEL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO EN EL EMBALSE PASO BONITO**

Información publicada en la revista *Limnetica*

BETANCOURT, C., R. SUÁREZ & L. TOLEDO. 2009. Ciclo anual del nitrógeno y el fósforo en el embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba. *Limnetica*, 28 (1): 79-90.

### **4.1. INTRODUCCIÓN**

La eutrofización de los embalses constituye un serio problema ambiental teniendo en cuenta los múltiples usos de sus aguas. Puede producir alteración de las propiedades organolépticas del agua, corrosión de equipos hidroeléctricos, trastornos en los procesos de tratamiento por disminución del contenido de oxígeno, acumulación del amoníaco en la columna de agua y resuspensión de ciertos metales (Fe, Mn), además de afectar la dinámica ecológica de los cuerpos de agua (CEPIS, 2001).

Los embalses son altamente dependientes de los procesos que ocurren en su entorno. Su estado, así como las comunidades que lo habitan son, en su gran mayoría, una consecuencia de las características de la cuenca de drenaje y de las actividades que en ella se realizan (Seo & Canale, 1999; Wetzel, 2001). Su estado trófico depende fundamentalmente de la carga de nutrientes que recibe, de su morfometría y del tiempo de residencia del agua en el mismo (Dillon & Rigler, 1975; Salmaso et al., 2003; Vollenweider, 1969).

Los procesos de estratificación térmica y mezcla están vinculados con la respuesta del embalse. La forma de la cubeta y el punto de desagüe son fundamentales, porque determinan el tipo de mezcla en la masa de agua.

El embalse Paso Bonito es utilizado como fuente de abastecimiento de la ciudad de Cienfuegos al centro Sur de Cuba y una parte de la ciudad de Santa Clara. Por su importancia tanto social como económica es objeto de investigación. Durante los años 2006 y 2007, se estudiaron los patrones de la temperatura, OD, Eh y pH.

En este estudio el embalse presentó un patrón polimíctico durante el año 2007 provocado por lluvias intensas, mientras que durante el 2006 (año caracterizado por



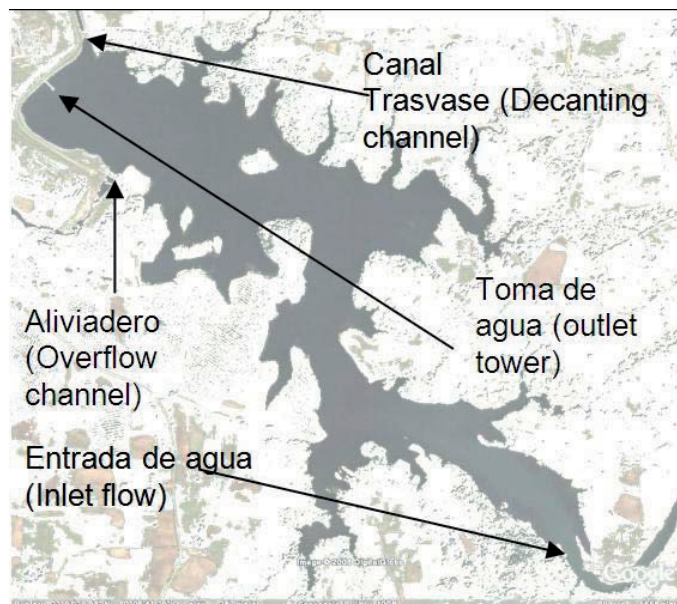
escasas precipitaciones), se observó estratificación térmica durante todo el verano, a pesar del embalse recibir volúmenes de agua 2.6 veces superior a su capacidad de almacenamiento. El patrón de distribución de OD fue de tipo clinógrafo, con potenciales redox negativos y altos valores de Fe durante la estratificación térmica del embalse.

El presente trabajo tiene como objetivo determinar las concentraciones de fósforo y nitrógeno en la superficie, medio y fondo de la columna de agua del punto de toma y vincular el comportamiento de estos elementos con aspectos referidos al manejo de la cuenca y del embalse.

## **4.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.2.1. Área de estudio**

En este embalse se acumulan las aguas procedentes del río Hanabanilla (al cual se le incorpora el arroyo Navarro con abundantes sedimentos) y las aguas procedentes de una hidroeléctrica que se alimenta del embalse Hanabanilla a través de un túnel. Su cuenca está ubicada en una zona de montaña y premontaña, lo cual facilita la erosión y el transporte de contaminantes (Figura 2.1). En la Figura 4.1 se muestra una foto satelital para dar una visión panorámica de las entradas y salidas de agua, así como de algunas características morfométricas del embalse.



**Figura 4.1.** Foto satelital, muestra la ubicación de entradas y salidas de agua en el embalse Paso Bonito.

En la Tabla 2.1 se muestran algunas características morfométricas de la cuenca y del embalse.

#### 4.2.2. Muestreo y ensayos

Se realizaron siete muestreos a partir de septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007, durante los meses de principio y final de los períodos de mezcla (noviembre, diciembre, febrero, mayo) y estratificación térmica (septiembre, octubre, julio). Las muestras se tomaron en los niveles superficie (0 m), medio (5 m) y fondo (10 m) en la columna de agua del punto de toma del embalse, con una botella Niskin de 5 litros de capacidad.

Las concentraciones de nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4$ ) se determinaron por formación de indofenol azul, el nitrógeno de nitrito ( $\text{N-NO}_2$ ) por diazotación con sulfanilamida, el nitrógeno de nitrato ( $\text{N-NO}_3$ ) por reducción con hidracina, el fósforo de ortofosfato ( $\text{P-PO}_4$ ) se cuantificó por formación de un complejo azul con molibdato de amonio y el fósforo total ( $\text{P}_T$ ) por reducción con ácido ascórbico. Todos los ensayos se realizaron según las especificaciones de APHA (APHA, 1998).

Los ensayos se realizaron sin filtrar las muestras por lo que incluyen los nutrientes suspendidos y disueltos. Los límites de cuantificación (LC) expresados en mg/L, fueron N-NH<sub>4</sub>; 0.045, N-NO<sub>2</sub>; 0.001, N-NO<sub>3</sub>; 0.006, P-PO<sub>4</sub>; 0.005, P<sub>T</sub>; 0.013. Los valores menores que el límite de cuantificación se consideraron cero para la confección de los gráficos.

#### **4.2.3. Otros procedimientos**

El cálculo de la relación Ni<sub>T</sub>:P<sub>T</sub> se realizó considerando solamente el nitrógeno inorgánico total (Ni<sub>T</sub>). Las especies N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub> se consideran las formas de nitrógeno biológicamente asimilables.

La clasificación del estado trófico se realizó según los criterios de la OECD (OECD, 1982) citada por (CEPIS, 2001). Esta clasificación considera oligotrofia para concentraciones menores que 10 µg/l de P<sub>T</sub>, mesotrofia para un intervalo de 10-30 µg/l, eutrofia entre 35-100 µg/l e hipertrofia para valores superiores a 100 µg/l. Los criterios incluyen además valores de clorofila, transparencia y fósforo para la clasificación trófica de los lagos y embalses. En este caso particular solo se consideró el criterio referido al fósforo.

Se siguió el criterio propuesto por Morris y Lewis (Morris & Lewis, 1988), para evaluar la relación NID:P<sub>T</sub> (Nitrógeno inorgánico disuelto:Fósforo total), como indicador del nutriente que limita la productividad del sistema. Estos autores consideran limitaciones de nitrógeno cuando la relación es menor que 0.5, para el intervalo 0.5-4.0, ambos limitan y para valores superiores a 5 es el fósforo el nutriente limitante.

Para establecer la existencia de interacciones significativas de dos variables seleccionadas sobre una tercera variable de interés, se aplicó análisis de varianza factorial y unifactorial a todas las variables en estudio, verificando en cada uno el cumplimiento de los supuestos y aplicando en los casos posibles las alternativas no paramétricas; en los casos en los que no se cumplieron los requisitos de los análisis, se realizó el análisis descriptivo de los resultados, con el apoyo de los gráficos de perfiles.

Para evaluar la calidad del agua se utilizó la Norma Cubana (NC, 1986) que regula los requisitos de las fuentes de abastecimiento para el consumo humano. Esta Norma

considera que concentraciones de  $\text{N-NH}_4$  y de  $\text{N-NO}_2$  superiores a 0.388 mg/L y 0.003 mg/L respectivamente, indican contaminación del agua.

Para identificar los problemas en el manejo de la cuenca se realizó un diagnóstico que incluyó, fundamentalmente, recorridos y entrevistas a trabajadores y pobladores del lugar, así como recopilación de información de las diferentes instituciones ubicadas en la misma. La información relacionada con el manejo del embalse se obtuvo de la base de datos de la Dirección del Instituto de Recursos Hidráulicos. A partir del número de animales existentes en la cuenca se calculó la carga contaminante aportada (Castagnino, 1982) (Tabla 4.1).

**Tabla 4.1.** Cargas de  $\text{N}_T$  y  $\text{P}_T$  producidas por cada animal de los principales tipos de ganado (Castagnino, 1982).

	$\text{P}_T^*$	$\text{N}_T^*$
Ganado vacuno (g/animal-año)	7000	54,8
Ganado porcino (g/animal-año)	3000	14,6

### 4.3. RESULTADOS

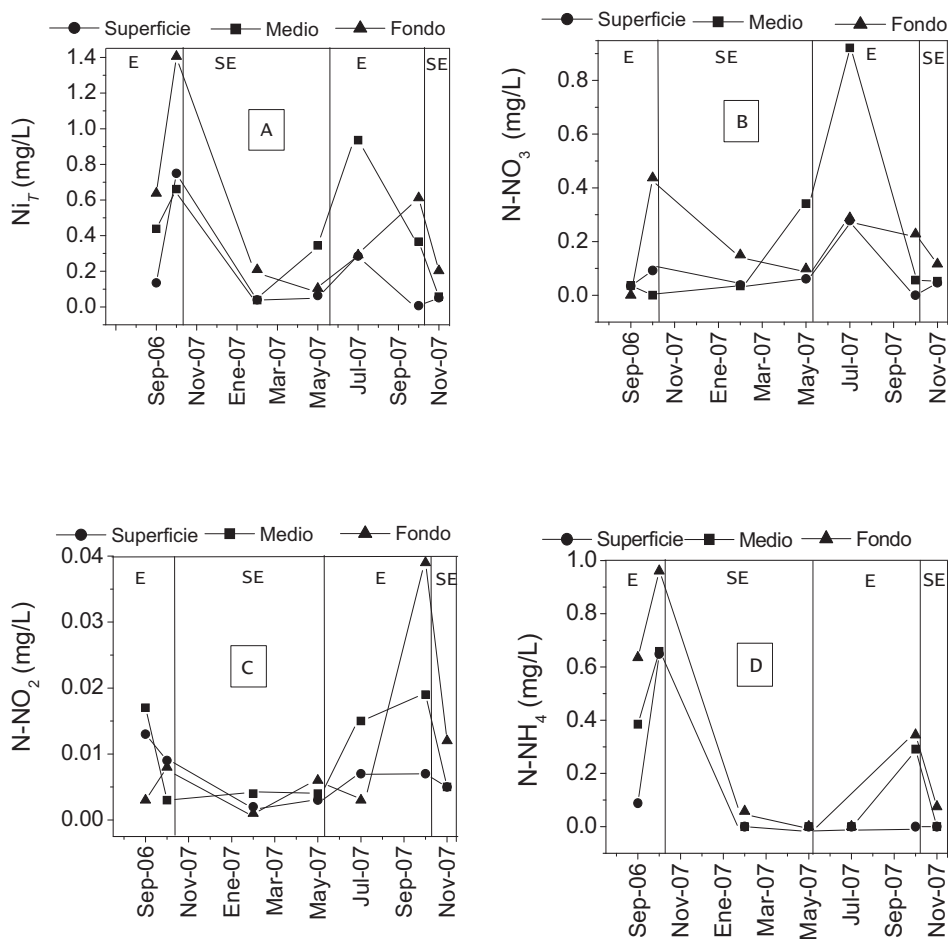
#### 4.3.1. Nitrógeno y fósforo en la columna de agua del embalse

##### 4.3.1.1. Nitrógeno inorgánico

El intervalo de  $\text{Ni}_T$  encontrado en el embalse osciló entre 0.007 y 0.406 mg/L (Figura 4.2 A), el valor más alto se observó en el fondo en el mes de octubre de 2006, al final del período de estratificación térmica y el más bajo, en la superficie en octubre de 2007, después de intensas lluvias que provocaron la mezcla del embalse.

Las concentraciones de  $\text{N-NO}_3$  estuvieron en el intervalo de 0.006-0.921 mg/L, los valores más elevados se registraron en el fondo, excepto en el mes de mayo y julio que

se localizaron en la profundidad intermedia. Para el resto de los meses se observaron concentraciones similares entre la superficie y medio. (Figura 4.2 B).



**Figura 4.2.** Evolución temporal de los perfiles de las especies inorgánicas de nitrógeno. A:  $Ni_T$ , B:  $N-NO_3$ , C:  $N-NO_2$  y D:  $N-NH_4$ . En estas Figuras se separaron mediante líneas los períodos de estratificación del embalse (S) y cuando no hubo estratificación (sin estratificación, SE).

El  $N-NO_2$  siempre fue registrado en el agua y estuvo en el intervalo de 0.001-0.039 mg/L. En octubre de 2007 se detectaron los valores más elevados de la etapa en estudio, incrementándose gradualmente hacia el fondo (Figura 4.2 C).

El 87% de las mediciones realizadas son mayores que 0.003 mg/L, valor que indica contaminación del agua según la Norma Cubana (NC, 1986). Los registros más bajos fueron en febrero, mientras circulaba el embalse, aunque no se observó una regularidad en su comportamiento.

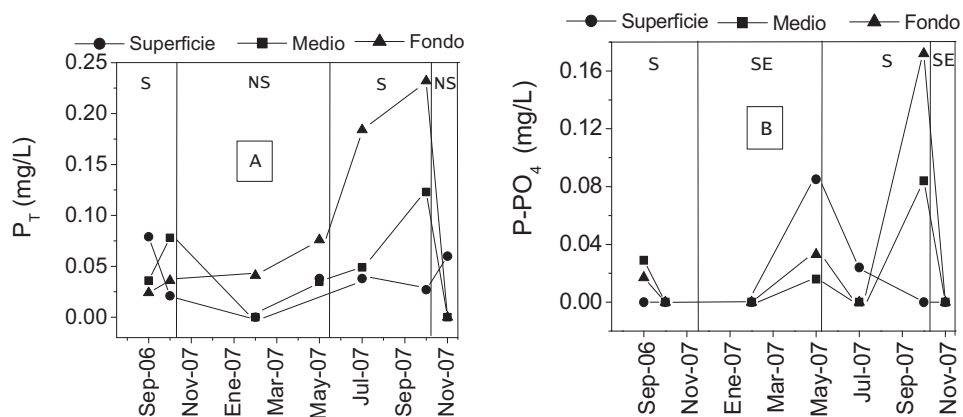
Para el N-NH<sub>4</sub> se detectaron valores en el intervalo de 0.045-0.961 mg/L, los valores más altos se encontraron en el fondo. Durante los meses de septiembre de 2006 y octubre de 2007 se registraron las mayores concentraciones (Figura 4.2 D), que correspondieron con el período de una estratificación térmica marcada y estable.

En el mes de septiembre a partir de una profundidad de 5 m, la concentración registrada indicó contaminación del agua según la Norma Cubana (NC, 1986), fenómeno que se registra en toda la columna en el mes de octubre de 2006; en estos meses el nitrógeno amoniacal aportó una mayor contribución al Ni<sub>T</sub>, alcanzando proporciones entre el 56% y el 99.55%.

Todas las especies nitrógenadas, de forma general, mostraron las concentraciones más altas durante los procesos la estratificación térmica, según se muestra en las Figuras 4.2 A, B, C y D.

#### **4.3.1.2. Fósforo**

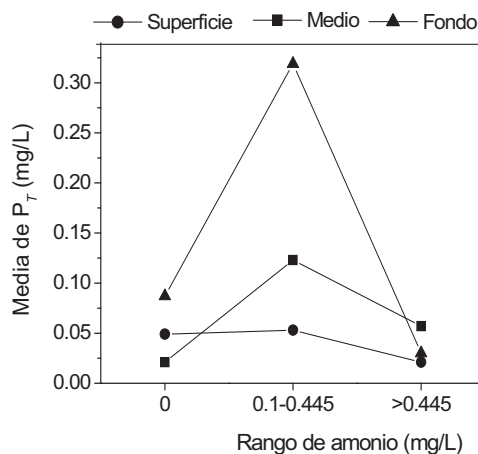
El 19% de las mediciones de P<sub>T</sub> clasificó al embalse como oligotrófico, el 19% mesotrófico, el 52% eutrófico y el 14% hipertrófico, según los criterios de la OECD (OECD, 1982). Este indicador fue superior al P-PO<sub>4</sub>, lo cual implica la presencia de otras especies químicas de fósforo. El intervalo de valores registrados se ubicó entre 0.013-0.232 mg/L y las concentraciones más altas se registraron en el fondo del embalse. En la Figuras 4.3 A y 4.3 B se muestran las concentraciones de de ambas variables en la superficie, medio y fondo. Los períodos de estratificación (S) y sin estratificación (SE) se separaron en la Figura mediante líneas verticales. Según estas Figuras las concentraciones registradas no guardaron relación con la dinámica vertical del embalse en el punto de toma.



**Figura 4.3.** Evolución temporal de los perfiles del ciclo del fósforo. A:  $P_T$  y B:  $P-PO_4$

En el estudio de las interacciones entre las variables evaluadas solo resultó de interés la interacción del  $N-NH_4$  a diferentes profundidades sobre el  $P_T$ .

En la Figura 4.4 se muestra que los valores medios más altos de  $P_T$  corresponden al fondo del embalse, registrándose el valor más alto cuando las concentraciones de  $N-NH_4$  estuvieron en el intervalo comprendido entre 0.001-0.445 mg/L.



**Figura 4.4.** Relaciones por profundidades entre el amonio y el fósforo total.

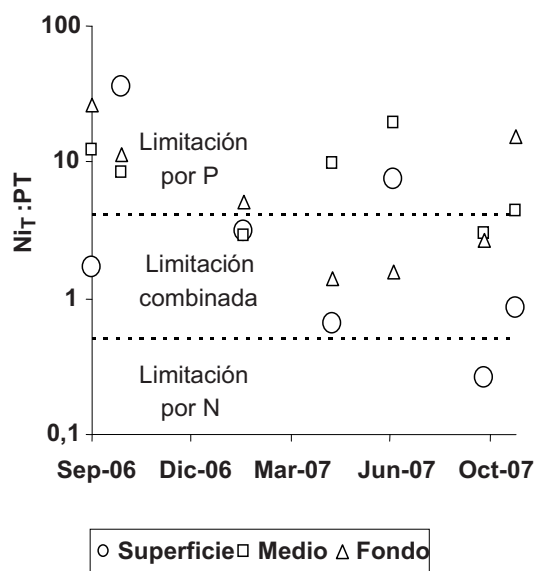
Para concentraciones de amonio superiores a 0.445 mg/L, los valores medios de  $P_T$  en las profundidades disminuyeron hasta cifras similares a las registradas en la superficie. Estos valores de amonio se alcanzaron durante el período en que el embalse permaneció estratificado térmicamente, cuando se liberaron altas concentraciones de Fe que pudieron provocar la precipitación del fósforo.

El  $P-PO_4$  estuvo en el intervalo de 0.005-0.172 mg/L. (Figura 8). Sólo se detectó en la columna de agua en los meses de octubre de 2007, mayo, septiembre y en la superficie, en el mes julio. Sus bajos valores coincidieron con altas concentraciones de Fe.

#### **4.3.1.3. Relación $Ni_T:P_T$**

Considerando el criterio propuesto por Morris y Lewis (Morris & Lewis, 1988), el 52.4% de las mediciones estuvo limitado por el fósforo, el 42.9% por ambos nutrientes y solo una medición realizada en la superficie registró limitación por nitrógeno (Figura 4.5). La limitación por fósforo predominó en el fondo e intermedio y por nitrógeno en la superficie.





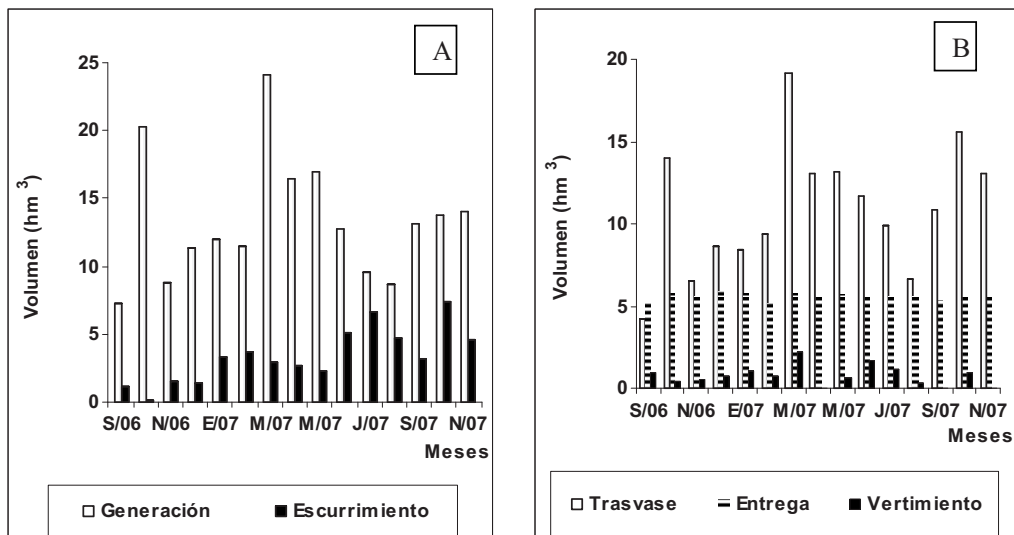
**Figura 4.5.** Relaciones entre el nitrógeno inorgánico y el fósforo total. Las líneas horizontales indican niveles de la razón de  $Ni_T$  y  $P_T$  sugeridos por Morris y Lewis (1988) para diferenciar entre limitación por nitrógeno o fósforo para el fitoplancton (Morris & Lewis, 1988).

En los meses de febrero, mayo, noviembre y octubre de 2007 fueron registrados procesos de mezcla en embalse, observándose con mayor predominancia la limitación por ambos nutrientes, mientras que en los meses que ocurrió estratificación térmica, predominó la limitación por fósforo.

#### 4.3.2. Entrada y salida de agua al embalse

Las entradas y salidas de agua en el embalse se muestran en la Figura 4.6. El mayor aporte de agua procede de la generación de energía, ( $159.5 \text{ hm}^3/\text{año}$ ), mientras que la escorrentía ( $35.5 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) representa porcentajes bajos del total de la entrada (menores que el 40%). Esta baja escorrentía es una de las consecuencias de la

construcción y explotación del embalse Hanabanilla ubicado aguas arriba de Paso Bonito.



**Figura 6.** Entradas y salidas de agua del embalse. A: Entrada y B: Salida

Los mayores volúmenes de salidas (Figura 4.6 B) corresponden con el trasvase de agua hacia el embalse Avilés ( $124.8 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) a través de un canal. Otras salidas fueron la extracción para el consumo humano (entrega:  $67.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ), y el control de avenidas (vertido:  $10.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ ), el punto de salida más superficial del embalse corresponde con el que se utiliza para el trasvase de agua (3.25 m menos profundo que el punto de toma) (Tabla 2.1).

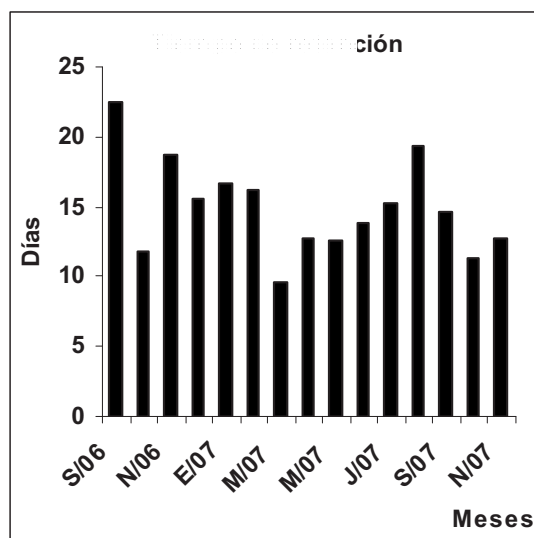
El agua que se incorpora por la generación de energía, procede del embalse Hanabanilla y antes de incorporarse al embalse Paso Bonito, es utilizada en una hidroeléctrica donde pudiera elevarse su temperatura. En su trayecto hacia el embalse se transporta por un túnel soterrado que podría facilitar la conservación del calor facilitando así su transporte superficial hacia el canal trasvase ubicado en un lateral del mismo (Figura 4.1).

La calidad de esta agua fue estudiada durante la década 1989-2000 (Sánchez, 2000), determinándose valores de  $\text{Ni}_T$  en un intervalo de 0.280-0.598 mg/L y de fósforo total ( $\text{P}_T$ ) en el intervalo de 0.035- 0.078 mg/L; lo cual indicó oligo-mesotrofia para el nitrógeno y eutrofia para el fósforo.

Para evaluar la influencia de la entrada de agua al embalse con la estabilidad del mismo, se compararon los volúmenes incorporados con el patrón de estratificación térmica, correspondiente a similar etapa de estudio, observándose que en octubre de 2006 el embalse recibió  $20.2 \text{ hm}^3$  del agua procedente de la generación, un valor 2.5 veces superior al volumen del embalse, mientras que la escorrentía fue baja ( $0.135 \text{ hm}^3$ ). Esta situación no produjo la ruptura de la termoclina.

Sin embargo, en octubre de 2007 la incorporación por generación fue de  $13.8 \text{ hm}^3$  y la escorrentía ascendió a  $7.44 \text{ hm}^3$ , rompiéndose la termoclina y mezclándose el embalse. De lo anterior se puede deducir que la estabilidad del embalse guarda una vinculación estrecha con su manejo y con la ocurrencia de precipitaciones abundantes. Cuando la escorrentía es pequeña y la entrada de agua por concepto de generación es grande, los altos volúmenes de salidas de agua (Figura 4.6 B) que se producen por el canal trasvase ubicado en un lateral del embalse, pueden favorecer la circulación superficial y lateral, sin provocar la mezcla en la columna de agua del punto de toma que se localiza en el centro y cerca del muro de la presa.

El valor medio del tiempo de residencia del agua en el embalse ( $14.9 \pm 3.43$  días) se obtuvo mediante el cociente del volumen de agua almacenada por el flujo de salida (Foy, 1992; Sivadier et al., 1994; Straskraba et al., 1995). En la Figura 4.7 se muestran los valores medios mensuales del tiempo de residencia.



**Figura 4.7.** Tiempo de residencia del agua en el embalse.

Tiempos de residencia similares se pueden clasificar como cortos, favoreciendo los procesos de mezcla (Wetzel, 2001). Otros autores han encontrado estratificación térmica débil para tiempos de residencia de igual orden (Nadim, Hoag, Orden, G.S.Warner, & Bagtzoglou, 2007). Sin embargo, a pesar del tiempo de residencia observado en este embalse, se pone de manifiesto una estratificación térmica estable en el punto de toma, que es interrumpida en el período estudiado, solo cuando ocurren lluvias intensas.

**4.3.3. Procesos significativos identificados en el manejo de la cuenca**

**4.3.3.1. Fuentes contaminantes en la cuenca Paso Bonito**

1. Pequeñas poblaciones (608 hab. en total) que tratan sus residuales mediante fosa séptica y algunas viviendas que vierten directamente a corrientes superficiales, constituyen aporte de nitrógeno y fósforo.
2. Ganado vacuno y porcino cuyos residuales son parcialmente tratados. El ganado vacuno se cría de forma extensiva y constituye un aporte difuso. En la Tabla 4.2 se presenta la carga de fósforo y nitrógeno estimada.
3. Cultivo de tabaco en ambas márgenes del río Hanabanilla, con uso de fertilizantes y pesticidas. Presencia de cultivos temporales como el arroz, y otros permanentes (mango y naranja).
4. Predominio de cultivos a favor de la pendiente, lo que facilita la erosión y el arrastre de componentes del suelo hacia el embalse.
5. Reparaciones, de caminos y carreteras con incumplimiento de las normas establecidas para el movimiento de tierra, que favorece la incorporación de sedimentos al embalse.

**Tabla 4.2.** Estimación de la carga que aportó la cuenca.\*

	<b>N aportado kg/día</b>	<b>P aportado kg/día</b>
Porcino	24 kg/día	4.9 kg/día
Vacuno	900 kg/día	115.6 kg/día
Total	924 kg/día	120.5 kg/día

\* Calculado según información obtenida durante el diagnóstico de la cuenca

#### 4.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Los valores elevados de  $\text{N-NH}_4$  y su mayor proporción respecto al  $\text{Ni}_T$ , durante la estratificación térmica (octubre 2006), pueden ser causados por su liberación desde los sedimentos, considerando que la escorrentía ese mes estuvo bastante deprimida (Fig 6A). La mayor proporción es considerada como un indicativo de nitrógeno reciclado procedente de procesos de mineralización desde los sedimentos (Knox et al., 1981); también se ha correlacionado con el estado trófico de los embalses (M. W. Beutel, 2006). Otros investigadores han planteado que en ausencia de OD, como sucede en el fondo de este embalse, las concentraciones liberadas desde el fondo aumentan (Al-Bakri & Chowdhury, 2006; M.W. Beutel, Horne et al., 2008).

El fósforo, al igual que el amonio, puede ser liberado desde los sedimentos. La liberación de fósforo al agua puede representar hasta el 93% del total de fósforo incorporado a un embalse (Chowdhury & Al-Bakri, 2006). En este trabajo se encontraron las concentraciones más altas de fósforo en el fondo, que también pudieran estar relacionadas con su liberación desde los sedimentos.

Las concentraciones de nitrógeno encontradas en la columna de agua durante la estratificación térmica (octubre de 2006), la clasificación trófica del 66 % de las mediciones de  $\text{P}_T$  y la baja relación N:P encontradas en este estudio, así como el déficit

de oxígeno en la zona hipolimnética y la aparición de especies clorofíceas, especialmente las que pertenecen al orden Chlorococcales, durante el año 2006, (Comas et al., 2007), apuntan a una clasificación eutrófica de las aguas del embalse Paso Bonito.

Considerando lo antes expuesto, así como la carga de nitrógeno y fósforo aportada por la cuenca (Tabla 4.2), y la calidad del agua que recibe procedente de la generación de energía, se hace necesario pensar en una correcta gestión, tanto en la cuenca de alimentación como en el embalse.

Recientemente se ha valorado por parte de la Gerencia del Agua en la provincia de Cienfuegos la ubicación de una toma de agua móvil para facilitar la succión del agua en las capas más superficiales durante períodos de afectaciones de la calidad de la misma. De esta forma disminuirían las dificultades con su tratamiento, y se garantizaría la entrega de un recurso de mayor calidad. Sin embargo, puede potenciar los efectos de eutrofización y comprometer aún más la calidad del agua a largo plazo. Se estima que en el mes de octubre de 2007 se extrajeron por el punto de toma ubicado a 7.73 m de profundidad, 0.60 t de  $N_T$  y 1.80 t de  $P_T$ , carga de nutrientes extraídos que disminuiría considerablemente en caso de que el punto de toma se trasladara para zonas más superficiales.

Algunos autores han encontrado una relación inversa entre el tiempo de residencia y la concentración de  $N_T$  (James, Fisher, & Moss, 2003), mientras que otros revelaron que solamente el 20 % de un grupo de lagos estudiados con tiempo de residencia corto tenían el fósforo limitante (Maberly et al., 2003). Se recomienda controlar los tiempos de residencia para el control de la eutrofización (Palau, 2003). En el caso del embalse estudiado, el tiempo de residencia corto (Figura 4.7) no guarda relación con los procesos de mezcla y estratificación. Al parecer, el canal de trasvase ubicado en un lateral del embalse (Figura 4.1), ubicado en una posición más superficial que el punto de toma, con mayores volúmenes de salida, así como la entrada de porcentajes elevados de agua procedente de la generación de energía, con una temperatura que pudiera ser superior a la del embalse, parecen ser aspectos a tener en cuenta en su manejo si se desea que los procesos de mezcla se verifiquen con mayor frecuencia en la columna de agua del punto de toma.

La extracción de agua procedente de capas superficiales con la toma móvil puede aumentar las concentraciones de  $N_T$  y  $P_T$  en el hipolimnio durante la estratificación térmica. Como consecuencia se puede producir un aumento de la concentración de estos nutrientes en la columna de agua durante los procesos de mezcla del embalse, que a su vez, estimularía el crecimiento del fitoplancton, aumentando la anoxia hipolimnética y con ello la liberación de nutrientes, materia orgánica y metales desde los sedimentos.

Recientemente se han detectado procesos que dificultan el tratamiento del agua para el consumo humano, por la resuspensión de materia orgánica, presencia de metales como el Fe y Mn y también por la aparición de especies fitoplanctónicas como la diatomea *Aulacoseira granulata* que provocó obstrucciones en los filtros al final del verano de 2006 (Comas et al., 2007). Es evidente la necesidad de implementar medidas correctoras para que la eutrofización se mantenga dentro de los límites permisibles. Para lograrlo es fundamental la reducción de los nutrientes en las fuentes de origen.

Después de una disminución potencial de la carga externa, es necesario mitigar las concentraciones de nutrientes liberados desde los sedimentos. La instalación de una toma móvil es una buena práctica, pero debe estar combinada con extracciones de agua hipolimnética. Otra variante, aunque es costosa y puede provocar la resuspensión de sedimentos, es la oxigenación del agua hipolimnética.

El estudio adicional de la hidrodinámica del embalse, permitiría un conocimiento más integrado para su manejo y contribuiría a una mejor gestión del recurso. Además se hace necesario extender la implementación de medidas correctoras en la cuenca del embalse Hanabanilla, considerando que es la principal fuente de alimentación del embalse Paso Bonito.

#### **4.5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO**

Según las concentraciones de nitrógeno total el embalse se clasifica como mesotrófico con tendencia a la eutrofia cuando ocurre la estratificación térmica, mientras que el 52% de las mediciones de  $P_T$  clasifican al embalse como eutrófico.

El 52.4% de las mediciones estuvo limitado por el fósforo, el 42.9% por ambos nutrientes y solo una medición realizada en la superficie registró limitación por

nitrógeno, predominando la limitación por ambos nutrientes durante la verificación de procesos de mezcla en el embalse.

Se encontró interacción entre el nitrógeno amoniacal y el  $P_T$  a diferentes profundidades. La aplicación de prácticas inapropiadas en la cuenca, provoca incorporación de nutrientes al embalse con afectaciones en la calidad del agua.

El tiempo de residencia del agua en el embalse es corto; sin embargo, en veranos pocos lluviosos el embalse se estratifica de manera tal que solo se rompe la termoclina cuando ocurren intensas lluvias.

El manejo del embalse provoca que las mayores concentraciones de nutrientes se extraigan por la toma destinada para el consumo humano.

La gestión del agua embalsada es una necesidad para evitar procesos de sedimentación en el embalse, así como el aumento de las concentraciones de fósforo y nitrógeno



## **CAPITULO 5. EVALUACIÓN DEL CICLO Y LAS FUENTES DE MANGANESO EN EL EMBALSE PASO BONITO**

Publicada en la revista Lake and Reservoir Management

Betancourt C., Jorge F., Suárez R., Beutel M., Gebremariam S. 2010. Evaluation of manganese sources and cycling in a eutrophic water supply reservoir, Paso Bonito Reservoir, Cuba. *Lake and Reservoir Management*, 26:1–10.

### **5.1. INTRODUCCIÓN**

El Fe y el Mn son elementos comunes en la superficie de la tierra y su presencia en el agua puede ser de origen natural y antrópico. Ambos están presentes en minerales que componen los suelos y las rocas, resultan sensibles a las condiciones redox del medio y se mueven en el ambiente acuático con relativa facilidad (Davison, 1993; Lovley, Holmes, & Nevin, 2004; Nealson, 1983).

En el agua, el Mn se presenta fundamentalmente en dos formas: Mn (II) y Mn (IV). La transición de un estado a otro ocurre a través de procesos redox (bióticos o abióticos) (Heal, 2001; Nealson, 1983; Thamdrup et al., 2000), El Mn (II) predomina a bajos pH y Eh, ocurriendo un incremento en la forma coloidal de oxihidróxidos de Mn para valores de pH superiores a 5.5 (LaZerte & Burling, 1990).

El Fe también se presenta en dos estados de oxidación: Fe (II) y Fe (III) y la transformación de un estado de oxidación en otro es mediado, al igual que el Mn, por factores químicos y microbiológicos (Davison, 1993). Su solubilidad también se ve favorecida por la prevalencia de condiciones ácidas y reductivas (Thomas & Meybeck, 1996), la fortaleza y cantidad del agente reductor y el valor del Eh (Davranche & Bollinger, 2000).

Elevadas concentraciones de Fe y Mn pueden ser acumuladas cuando en el hipolimnio de los embalses disminuye las concentraciones de OD, provocando dificultades en el tratamiento y afectaciones en el olor y sabor del agua (McClure, 2006). Inconvenientes de este tipo se han presentado en el embalse Paso Bonito, principal fuente de abastecimiento de la ciudad de Cienfuegos y parte de la ciudad de Santa Clara.

En la planta potabilizadora que trata las aguas de este acuatorio, desde 1988 se comenzó a detectar algunos cambios en la coloración del agua (pardo oscuro) acompañada de una disminución en el OD y el pH. En noviembre de 1991 se registró

por primera vez Mn en agua mediante ensayos cuantitativos que aparecen registrados en una base de datos de 10 años (1991- 2001).

Durante años se ha manejado la hipótesis que el origen de las concentraciones de Fe y Mn en las aguas del embalse se debe a la presencia en su cuenca de alimentación de un yacimiento piritoso llamado “Mina Carlota”. Las aguas de escorrentías procedente de toda esta área se incorporan al arroyo Navarro, que es una de las fuentes que alimenta al embalse.

Este yacimiento tiene una extensión de 240 ha de superficie y en 1925 se le estimó un total de 4 024 824 t de pirita, declarándose apto para una explotación a gran escala (Allende, 1928). La extracción de este mineral fue mediante galerías y se extendió durante la primera mitad del pasado siglo. Existen otros yacimientos piritosos denominados Victoria y Guachinango, próximos al yacimiento Mina Carlota (Allende, 1927).

La meteorización de la pirita provoca la acumulación de minerales secundarios llamados minerales generadores de acidez (MGA), que almacenan acidez durante períodos comprendidos entre horas y siglos, según las circunstancias hidrogeológicas del sistema en cuestión. Estos procesos de formación y almacenamiento de MGA, son los más importantes en la acidificación de suelos en zonas mineras y juegan un papel central en la dinámica de contaminación de las aguas con metales como el Fe y el Mn.

A pesar de estos antecedentes no se detectaron concentraciones de Mn en el arroyo Navarro en un estudio realizado durante los años 1995, 1996, 1997 (Parets, 1997). En un trabajo similar se encontró que el Mn estaba ausente y el Fe solo apareció en muestras sin filtrar en concentraciones del orden de 0.080 mg/L (Laiz, 2007),.

El objetivo de este trabajo fue, en primer lugar, implementar un exhaustivo programa de monitoreo en la cuenca para evaluar los patrones espaciales y temporales de Mn y Fe en las fuentes que alimentan al embalse. En segundo lugar determinar: (1) los procesos alóctonos que influyen en el ciclo de Mn, (2) los patrones temporales y espaciales de las concentraciones de Mn en la columna de agua y (3) el patrón temporal de las concentraciones de Mn en el agua que llega a la planta potabilizadora.

Estos resultados ayudarán a elaborar estrategias futuras para mejorar la calidad del embalse Paso Bonito.

## **5.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

Durante los años 2006 y 2007, se estudiaron los patrones de la temperatura, OD, Eh y pH y el comportamiento del nitrógeno y el fósforo en el embalse.

Se encontró un patrón polimíctico durante el año 2007 y monomíctico en el 2006. El patrón de distribución de OD fue de tipo clinógrafo, con Eh negativo durante la estratificación térmica del embalse. El pH estuvo en un intervalo de valores ligeramente alcalino y alcalino .

Por su parte en el estudio del comportamiento del fósforo y nitrógeno, se encontró al nitrógeno como el nutriente limitante, con un valor bajo de la relación  $Ni_T:P_T$ , mientras que el 52% de las mediciones de fósforo clasificaron al embalse como eutrófico. En el estudio de interacciones de dos variables seleccionadas sobre una tercera, resultó significativa la interacción del  $N-NH_4$  y el  $P_T$  con la profundidad. El 87% de los valores de nitrógeno-nitrito ( $N-NO_3$ ), así como las concentraciones de nitrógeno-amoniacal ( $N-NH_4$ ), durante el mes de octubre indicaron contaminación del agua según la Norma Cubana utilizada, este comportamiento pudo justificarse de acuerdo al manejo de la cuenca y del embalse según el diagnóstico realizado.

A pesar de que el valor medio del tiempo de residencia del agua en el embalse fue de  $14.9 \pm 3.43$  días, se verificaron procesos de estratificación en el verano del 2006, ocurriendo mezclas del embalse durante los meses de temperaturas más frías (noviembre a mayo) y cuando el escurrimiento fue superior a  $7 \text{ Hm}^3$ .

En la Tabla 2.1 se muestran algunas características de la cuenca y del embalse.

### **5.2.1. Muestreo**

Para la evaluación del comportamiento de Fe y Mn en la columna de agua del punto de toma en el embalse se realizaron siete muestreos a partir de septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007, durante los meses cuando el embalse no estaba estratificado (noviembre, diciembre, febrero, mayo) y durante la estratificación térmica (septiembre, octubre, julio). Las muestras se tomaron en los niveles superficie (0 m), medio (5 m) y fondo (10 m) en la columna de agua del punto de toma del embalse, con una botella Niskin de 5 litros de capacidad.

Para conocer los aportes alóctonos de Fe y Mn al embalse, se planificaron dos muestreos en el año 2006. Uno se realizó en mayo recién concluido el período seco, durante la ocurrencia de las primeras precipitaciones de mayor cuantía, y el otro en el mes de julio cuando las corrientes tenían bajos niveles de agua. El muestreo se realizó tomando alícuotas en una sección transversal de cada corriente. Después de mezcladas las alícuotas se tomó la muestra para enviar al laboratorio, se adicionó 1ml de ácido nítrico por litro de muestra y se volvió a mezclar.

Los puntos de muestreo fueron ubicados en las entradas principales de agua al embalse y en los pequeños tributarios del arroyo Navarro, (Figura 2.1).

Para el estudio de las series de tiempo del Mn y OD, se utilizó una base de datos de estos parámetros determinados a la entrada de la potabilizadora, con una periodicidad mensual, desde noviembre de 1991 hasta septiembre de 2001.

### **5.2.2. Métodos analíticos**

Las concentraciones de Mn se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica en llama, el Fe se determinó utilizando el método de la ortofenantrolina, ambos con muestras de agua sin filtrar y el OD por el método de Winkler. Todos los ensayos se realizaron según las especificaciones de APHA (APHA, 1998).

### **5.2.3. Análisis de datos**

Se realizaron varias evaluaciones estadísticas de datos mensuales (tomados entre los años 1991 y 2001) de Mn y OD en aguas que se entregan a la planta de tratamiento, con el fin de valorar los patrones de tendencia y estacionalidad. Se utilizó la prueba estacional modificada de Man-Kendall para examinar las tendencias en Mn y OD.

Esta prueba es apropiada para aquellos conjuntos de datos que no están distribuidos normalmente y que exhiban autocorrelación (Hirsch & Slack, 1984; Hirsch, Slack, & Smith, 1982).

También fueron desarrollados periodogramas, correlogramas e índices estacionales, utilizados comúnmente en los enfoques estadísticos no paramétricos para evaluar la estacionalidad de las series temporales (Shumway & Dtoffer, 2006). Los periodogramas, también conocidos como gráficos espectrales, fueron desarrollados a

partir de una transformada suavizada de Fourier de la función de autocovarianza. Los picos de frecuencia en un periodograma se corresponden con períodos de tiempo en el conjunto de datos. Los correlogramas se desarrollaron con el fin de evaluar las correlaciones entre un valor y otro retrasado en el tiempo en una cantidad dada o paso de tiempo, también conocido como “lag”. Los pasos de tiempo que asociados con picos en los valores de autocorrelación, se corresponden con componentes periódicos del conjunto de datos.

Por último, los índices estacionales que comparaciones gráficas de las observaciones reales respecto a la variación no estacional, fueron estimados como el promedio de la diferencia entre el valor de la serie y la línea de tendencia mensual calculada. En términos numéricos, el índice representa una cantidad en unidades (mg/L) por encima (valor positivo) o por debajo (valor negativo) de la línea de tendencia calculada a través de la media móvil.

Mediante un análisis de regresión múltiple se desarrolló un modelo empírico para las concentraciones de Mn en la columna de agua del embalse. Este modelo paramétrico se usó porque es de fácil aplicación y es apropiado para el análisis de calidad del agua, donde es necesario el cumplimiento del supuesto de la no multicolinealidad. Las variables usadas en la obtención del modelo fueron temperatura, OD, Eh, pH y las concentraciones de nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal, fósforo, ortofosfato y Fe. En el modelo obtenido se eliminaron variables y el Mn quedó dependiente solo del Fe, del Eh y del OD. Además cumplió con el supuesto de la no multicolinealidad, de acuerdo con el factor de inflación de la varianza de las variables independientes Fe, Eh y OD (1.972, 1.433 y 1.957 respectivamente).

## **5.3 RESULTADOS**

### **5.3.1. Incorporación de Fe y Mn al embalse desde la cuenca**

Las concentraciones de Fe y Mn total en cada uno de los tributarios al embalse variaron en el espacio y en el tiempo (Tabla 5.1). Las concentraciones más altas tanto para el Fe como para el Mn se encontraron en el muestreo que se realizó en mayo (período húmedo), durante la primera lluvia abundante después del período seco. Las concentraciones de Mn fueron superiores a 0.1 mg/L y del Fe a 5 mg/L en todos los puntos de muestreo ubicados en el arroyo Navarro (puntos 4, 6 y 7). Estos valores

fueron superiores a los establecidos en la Norma para agua de consumo humano de la USEPA (0.05 mg/L para el Mn total y 0.3 mg/L para el Fe total). En este muestreo las concentraciones de ambos metales se incrementaron en las zonas más bajas de esta corriente (de la punto 7 a la 4). En el mes de julio (período húmedo), caracterizado en esta ocasión, por bajos flujos en todas las corrientes, las concentraciones de Mn y Fe en el arroyo Navarro fueron menores que 0.03 y 0.6 mg/L respectivamente. El valor de 0.04 mg/L de Mn correspondiente al punto 6 coincidió con una corriente de poco gasto que atraviesa una galería hecha para la explotación del yacimiento piritoso “Mina Carlota”.

**Tabla 5.1.** Concentraciones de Fe total y Mn total (mg/L) en los tributarios del embalse, con diferentes condiciones hidrológicas.

Condiciones hidrológicas	Arroyo Navarro				Punto 3 Río Hanabanilla	Punto 2 Tunel Hanabanilla
	Punto 5 (tributario no impactado)	Estación 7 (antes de la Mina Carlota )	Punto 6 (tributario Mina Carlota)	Punto 4 (antes de la confluencia con el Río Hanab.)		
Manganeso Total						
mayo 2006 (primera lluvia después del período seco)	ND	0.14	0.24	0.64	0.04	0.012
julio 2006 (bajo gasto en las corrientes)	ND	ND	0.03	ND	ND	0.11
Hierro Total						
mayo 2006 (primera lluvia después del período seco)	1.69	5.29	6.57	12.35	11.95	0.38
julio 2006 (bajo gasto en las corrientes)	0.09	0.19	0.26	0.62	0.17	0.09

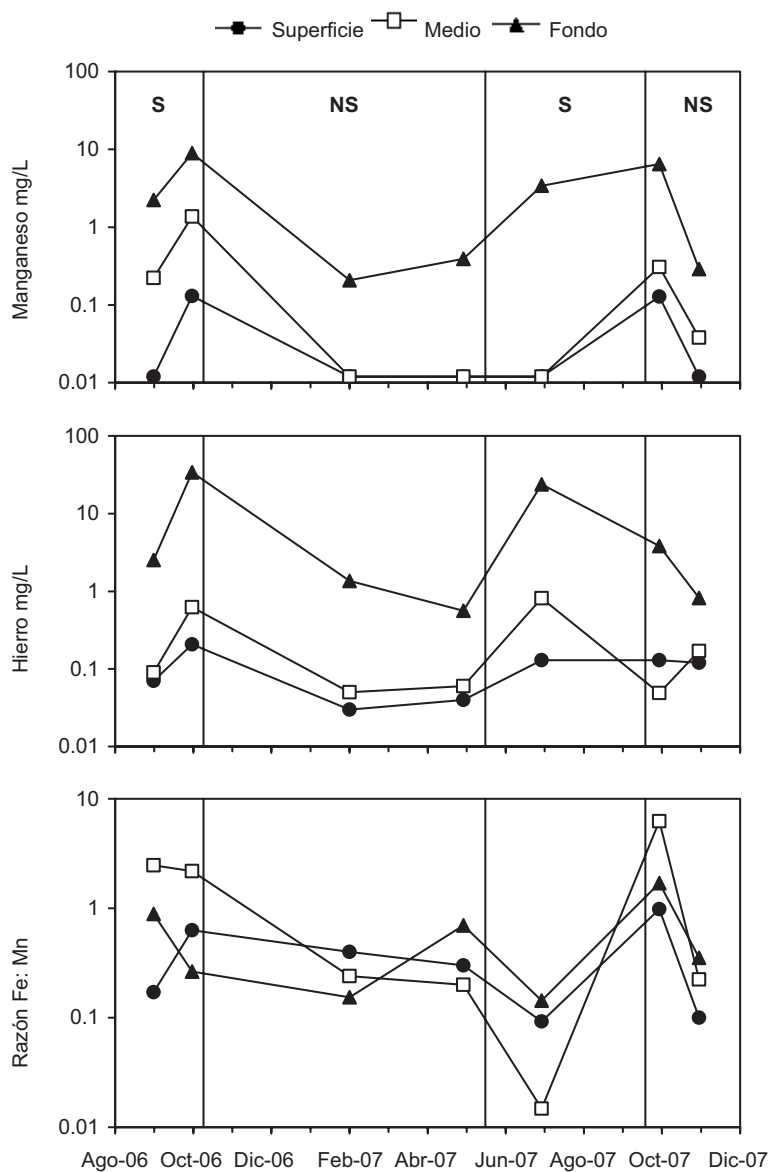
ND = No detectable < 0.012 mg/L.

Un patrón similar fue observado en el río Hanabanilla (punto 3) donde las concentraciones de Mn y Fe fueron superiores en un orden de magnitud en mayo (muestreo realizado en la primera lluvia después del período seco), respecto a julio

(durante escasa pluviosidad). Las más bajas concentraciones de Fe fueron encontradas en el punto 5, en ambas condiciones de muestreo. En este punto, caracterizado por su lejanía a los yacimientos piritosos, el Mn no se detectó. En el Tunel del Hanabanilla (punto 2) las concentraciones de Fe fueron bajas ( $< 0.4$  mg/L), pero las concentraciones de Mn fueron superiores en julio respecto a mayo en un orden de magnitud.

### **5.3.2. Manganeso en la columna de agua del punto de toma del embalse**

El Fe y el Mn presentan un comportamiento similar en la columna de agua, tanto durante el período de estratificación térmica del embalse como cuando no estuvo estratificado (2). Ambos metales registraron un incremento de sus concentraciones con la profundidad. Los picos en la superficie coincidieron con el final de la estratificación o el comienzo del período cuando el embalse no estaba estratificado. En el intermedio de la columna de agua (5m), se observa una tendencia similar a la superficie, pero con magnitudes ligeramente superiores. Las concentraciones en el fondo (10 m) se incrementaron durante la estratificación del embalse. Los picos en las concentraciones de Mn se observaron en octubre de 2006 (9 mg/L) y octubre de 2007 (7 mg/L), mientras que los picos de Fe ocurrieron en octubre de 2006 (34 mg/L) y julio de 2007 (24 mg/L).



**Figura 5.1.** Concentración de Mn (arriba), concentración de Fe (medio) y razón Mn:Fe (debajo) en el embalse Paso Bonito. En toda la Figura se usó escala logarítmica, los periodos de estratificación se señalaron con (**S**) (Aug-Oct 2006; Jun-Oct 2007). Las etapas cuando no hubo estratificación en el embalse se identificaron por (**NS**) (Oct 2006-May 2007; Oct-Dic 2007).



La razón Mn:Fe en las tres profundidades estuvo en el rango 0.1-1 (Figura 5.1). Estas razones son similares a las estimadas en otros lagos y embalses con niveles considerables de Mn y Fe (Hongve, 1997; Zaw & Chiswell, 1999). La profundidad intermedia (5 m) mostró la mayor variación de la razón Mn:Fe. Algunos valores extremos ocurrieron en la profundidad intermedia al final de la estratificación durante el 2006 y en el medio y fondo después de la mezcla ocurrida en octubre de 2007.

### **5.3.3. Modelo empírico del Mn en la columna de agua del embalse**

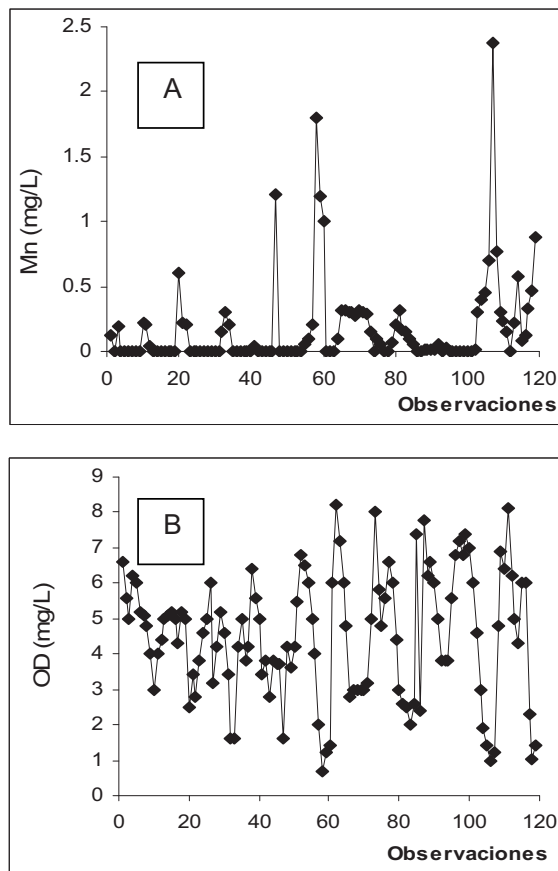
Se encontró un modelo empírico que relacionó las concentraciones de Mn en la columna de agua con la concentración de Fe (mg/L), el Eh (en mV), y la concentración de OD (mg/L) según la siguiente ecuación:

$$\text{Mn} = 1.767 + 0.068 (\text{Fe}) - 0.004 (\text{Eh}) - [0.440 (\text{DO}) - 0.037 (\text{DO})^2] \quad (1)$$

Este modelo fue caracterizado por un alto valor de  $R^2$  y una alta significación estadística (prueba de ANOVA;  $p < 0.05$ ). A pesar que los valores del Eh y las concentraciones de OD son parámetros que controlan los ciclos de Fe y Mn (R. L. Chen et al., 1983; Zaw & Chiswell, 1999), la ecuación (1) cumple el supuesto de la no-multicolinealidad, lo cual le proporciona robustez al modelo.

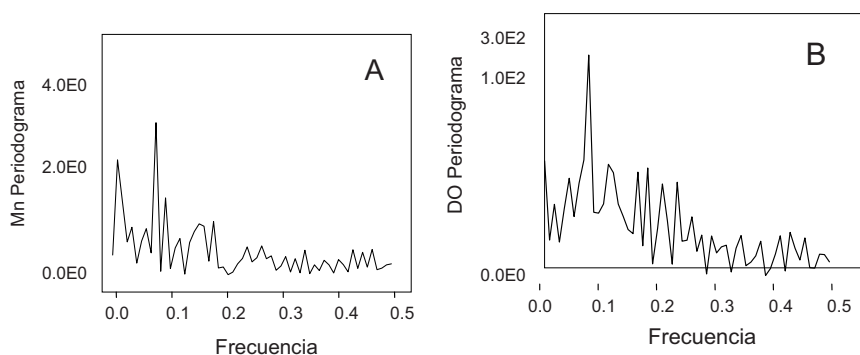
### **5.3.4. Mn en el agua que llega a la planta potabilizadora procedente del embalse**

La concentración de Mn en el agua que llega a la potabilizadora procedente del embalse registró valores por debajo del límite de cuantificación de forma predominante, con valores picos en el intervalo 0.5-2.5 mg/L. Durante algunas etapas la concentración permaneció entre niveles moderados y elevados (~0.3-0.4 mg/L) (Figura 5.2 A). Los valores extremos de las concentraciones exceden ampliamente los establecidos por la USEPA (0.05 mg/L). Estos picos parecen tener un incremento en el tiempo con excepción de los años 1997-1999. La concentración del OD tuvo un amplio rango de fluctuación (2-7 mg/L), con un valor medio de aproximadamente 4.5 mg/L (Figura 5.2 B). Sin embargo ninguna de estas variables registró tendencias a largo plazo. La aplicación de la prueba estadística “Mann-Kendall estacional” a la serie temporal no mostró significación estadística para  $p < 0.05$ . De lo anteriormente planteado se infiere que la tendencia al aumento de las concentraciones extremas de Mn total no fue significativa estadísticamente.

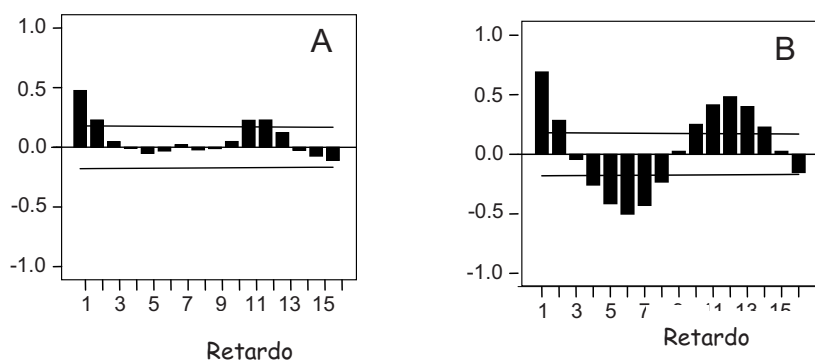


**Figura 5.2** A: Concentraciones mensuales de Mn y B: Concentraciones mensuales de OD en el agua que se envió a la planta potabilizadora desde el embalse Paso Bonito, durante la etapa noviembre 1991-septiembre 2001.

Para evaluar la estacionalidad de las concentraciones de Mn total y OD en la serie temporal se emplearon diferentes herramientas estadísticas. Los periodogramas para el Mn total y el OD mostraron un valor máximo alrededor de la frecuencia 0.08/mes, lo cual equivale a un período de aproximadamente 12 meses (Figura 5.3). Esta periodicidad anual fue corroborada por los correlogramas de ambas variables (Figura 5.4), el cual exhibió un pico de autocorrelación positiva estadísticamente significativo alrededor de los 12 meses. El OD mostró además un pico de autocorrelación negativa alrededor de los 6 meses. Esto indicó la fuerte estacionalidad bianual en el ciclo del OD, caracterizado por valores altos en inviernos y bajos seis meses más tarde, en el verano.



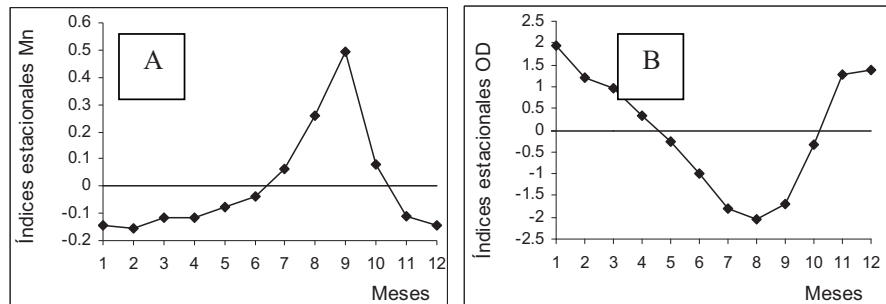
**Figura 5.3.** Periodogramas para la concentración de Mn (A) y la concentración de OD (B) en el agua que llega a la potabilizadora desde el embalse Paso Bonito basado en mediciones mensuales desde noviembre de 1991 hasta septiembre de 2001.



**Figura 5.4.** Correlogramas para la concentración de Mn (A) y la concentración de OD (B) en el agua que llega a la potabilizadora desde el embalse Paso Bonito basado en mediciones mensuales desde noviembre de 1991 hasta septiembre de 2001. Las líneas horizontales representan los límites de confianza para el 95%.

Los índices estacionales para el Mn estuvieron por debajo de la línea de tendencia en la etapa noviembre-junio con un pico entre julio y octubre (Figura 5.5). El OD mostró una tendencia opuesta en sus índices estacionales, con los valores por debajo de la línea de tendencia entre mayo y octubre. Las máximas desviaciones de la línea de tendencia

tuvieron lugar al final del verano y el valor del índice fue máximo para el Mn (0.5) (Figura 5.5 A) y mínimo para el OD (2.1) (Figura 5.5 B).



**Figura 5.5.** A: Índices estacionales para el Mn y B: Índices estacionales para el OD en el agua que se envió a la planta potabilizadora desde el embalse Paso Bonito, durante la etapa noviembre 1991-septiembre 2001.

#### 5.4 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

El muestreo de las principales corrientes que alimentan al embalse confirmó la incorporación de Fe y Mn desde la cuenca, particularmente durante las primeras lluvias después del período seco. Las concentraciones relativamente altas en las estaciones de muestreo ubicadas en las áreas próximas a los yacimientos piritosos, respecto a la punto 5, sugiere que estos yacimientos constituyen fuente de contaminación por metales. Numerosos estudios han revelado la contaminación de ríos y aguas subterráneas por metales como resultado del drenaje de áreas mineras (España et al., 2005; Gammons et al., 2005). Algunos estudios han reportado el incremento súbito en las concentraciones de metales y la acidez de las aguas durante eventos lluviosos, especialmente después de una prolongada sequía (Maest, Nordstrom, & LoVetere, 2004; Miller & Miller, 2007). En el mes de julio el embalse Hanabanilla resultó ser una fuente importante incorporación de Mn al embalse Paso Bonito. Esto puede ser el resultado de un proceso de anoxia similar al descrito en Paso Bonito. Se reportó anoxia hipolimnética asociada a la acumulación de Mn y Fe en el embalse Hanabanilla durante los meses de verano (Sánchez, 2000).

La acumulación de Mn y Fe en las aguas del fondo del embalse fue característica de cuerpos de aguas eutróficos (Davison, 1993; Wetzel, 1975). Sin embargo, las

concentraciones observadas fueron superiores a las encontradas en cuerpos de agua no impactados por la explotación minera en sus cuencas (Balistrieri, Murray, & Paul, 1992; Bellanger et al., 2004; M.W. Beutel, Dent, & Moore, 2010; Davison & Woof, 1984; Davison, Woof, & Rigg, 1982). El principal mecanismo que explica los altos niveles de Fe y Mn en el fondo de lagos y embalses son los bajos niveles de OD y Eh durante el verano, lo cual favorece la reducción de los óxidos de estos metales presentes en los sedimentos y con ello su solubilización y el incremento de las concentraciones en la interface (Davison, 1993). Otro mecanismo viable se realaciona con los elevados niveles de carbono orgánico presentes en la interfase agua-sedimento pueden incrementar la solubilidad de los metales oxidados por la formación de complejos metálicos orgánicos (Baumann, Fruhstorfer, Klein, & Niessner, 2006; Davranche & Bollinger, 2000).

La dependencia de los diferentes estados de oxidación de estos metales de las condiciones ambientales como el Eh y el OD, permite usar la relación Mn:Fe para esclarecer la dinámica del ciclo del Mn y del Fe en los ecosistemas acuáticos (Davison & Woof, 1984; Davison et al., 1982). El patrón seguido por la relación Mn:Fe en esta investigación, fue el resultado de la estabilidad del Mn (II) en relación a el Fe (II), cuando estas especies son introducidas en un medio oxigenado al producirse la mezcla del embalse la mezcla, o cuando son arrastrados desde el hipolimnio. En una exhaustiva revisión se detalló un número de rasgos distintivos sobre el ciclo del Mn y del Fe en lagos (Davison, 1993). Una de las características reveladas fue la baja tasa de oxidación del Mn (II). La oxidación del Mn (II) ocurre mediada por organismos y para su verificación es necesario días y meses. En cambio, la oxidación del Fe (II) se realiza fundamentalmente por procesos abióticos y ocurre durante horas o minutos. Un dato curioso fue el bajo valor de la relación Mn:Fe medido en julio de 2007, cuando ambos metales registraron concentraciones relativamente altas en el fondo y en la profundidad intermedia la concentración de Fe fue de 0.3 mg/L, mientras que el Mn no se detectó. Esto pudiera ser producido por el aporte de Fe de fuentes externas. Los muestreos de la cuenca revelaron que el agua que se incorpora al embalse contiene más Fe que Mn (Tabla 5.1). Si el Fe encontrado en la profundidad intermedia en julio de 2007 tuviera como fuente los sedimentos del embalse, también se debían registrar concentraciones

de Mn, debido a que ambos metales se acumulan en los sedimentos y el Mn(II) tiene una tasa menor de pérdida que el Fe (II).

La obtención del modelo que describe el ciclo del Mn en la columna de agua del embalse tiene importancia teórica y práctica. Mientras se han descrito modelos para la dinámica del Mn en ríos y en la salida de embalses (Dortch & Hamlin-Tillman, 1995; Hess, Byung, & Roberts, 1989), la obtención de modelos para describir el ciclo del Mn en la columna de agua de embalse es menos común. Se han realizado algunos esfuerzos pero han resultado inconclusos (Zaw & Chiswell, 1999). Otros investigadores han usado modelos de flujo mediante cálculos de equilibrio químico que involucran reacciones cinéticas de especies de Mn en sedimentos y en la interfase agua-sedimento (R. L. Chen et al., 1983; DiToro, Lowe, Fitzpatrick, & Isleib, 1998). Todos los modelos tienen en común al OD como el factor clave que controla la transformación y los resultados sugieren que la acumulación de Mn en las aguas anaeróbicas próximas a los sedimentos de lagos y embalses persistirá durante la estratificación térmica a menos que los niveles de OD se incrementen.

El modelo obtenido una vez validado, constituye una herramienta para el tratamiento del agua embalsada.

#### **5.4.1. Importancia de la fuente de Mn y Fe interna en relación a la externa**

Basado en los resultados de este estudio, se puede estimar la importancia de la fuente interna contra las fuentes externas de Mn y Fe. Los datos muestran que durante las primeras lluvias después del período seco la carga aportada por fuentes externas fue alta y dominada por el río Hanabanilla. Además en este período el embalse actúa como un sumidero de metales, con los valores más bajos de aportes hacia el exterior.

Basado en las mediciones realizadas en la cuenca durante el mes de mayo, la carga de Mn y Fe transportada por los ríos fue superior a la transportada por el Túnel (embalse Hanabanilla).

Por el río Hanabanilla se transportó alrededor de 1400 kg/día de Mn y 77000 kg/día de Fe, por el arroyo Navarro alrededor de 200 kg/día de Mn y 23000 kg/día de Fe, mientras que desde el embalse Hanabanilla se transportó aproximadamente 200 kg/día de Mn y 6400 kg/día de Fe.

En mayo el embalse retuvo altas cargas de Fe y en menor grado de Mn, incorporadas por el río Hanabanilla y el arroyo Navarro. Sin embargo, en el mes de julio (representa etapas de menos lavado de los yacimientos piritosos), el mayor aporte fue por el Túnel que transporta el agua desde el embalse Hanabanilla (alrededor de 1000 kg/día de ambos metales). En ese período se extrajeron del embalse grandes cantidades de Mn y Fe. Las cantidades extraídas fueron mayores (aproximadamente 10 veces más para el Mn y 100 más para el Fe, en relación al mes de mayo) al comparar con las entradas en estos mismos meses. Durante el mes de julio se extrajeron del embalse aproximadamente 17000 kg/día de Mn y 117000 kg/día de Fe.

A pesar del reducido número de muestreos, los datos sostienen un modelo conceptual en el cual la cuenca constituye una fuente de metales para el embalse Paso Bonito, principalmente durante las primeras lluvias después del período seco. Los sedimentos, a su vez, son una fuente de metales para la columna de agua (y el agua que se envía hacia la planta potabilizadora), a través de la liberación interna y el reciclado durante el verano. Los monitoreos para evaluar la calidad del agua y los análisis estadísticos sugieren que el mecanismo para la acumulación de metales es la liberación interna y la movilización de las especies reducidas de Mn y Fe desde la superficie de los sedimentos bajo condiciones anaeróbicas en el fondo del embalse (Davison, 1993). Elevados niveles de Mn total y Fe total en el agua del fondo corresponden con condiciones de estratificación cuando el OD fue deprimido (Figura 5.1). En adición, el modelo empírico obtenido para el Mn en la columna de agua del embalse fue correlacionado de forma negativa y significativa con los valores de OD y Eh (ecuación 1). Finalmente, en la serie temporal de las concentraciones de Mn y OD en el agua que llega a la planta que la potabiliza, se encontró correspondencia entre los valores mínimos de OD y los máximos de las concentraciones de Mn, coincidiendo además con la estratificación térmica registrada en agosto y septiembre.

### **5.5 CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO**

Este estudio confirmó que las concentraciones de Mn total y Fe total en las corrientes de agua que alimentan al embalse Paso Bonito fueron relativamente altas durante las primeras lluvias después del período seco y que en las estaciones de muestreos próximas al yacimiento “Mina Carlota” se registraron altas concentraciones de ambos metales.

El patrón seguido por las concentraciones de Mn y Fe en la columna de agua de este embalse es similar a embalses con alto nivel tráfico. El modelo empírico obtenido reveló que las concentraciones de Mn en la columna de agua del embalse fueron significativamente dependientes del Eh y las concentraciones del OD.

Se demostró que el ciclo del Mn en las aguas embalsadas exhibió un fuerte comportamiento estacional, con incremento en las concentraciones durante el verano cuando la columna de agua estuvo estratificada y las concentraciones de OD en el fondo fueron bajas.

## **5.6. RECOMENDACIONES DEL CAPÍTULO**

Según los resultados obtenidos es necesario establecer a largo plazo estrategias de manejo en la cuenca para mejorar la calidad del agua en el embalse Paso Bonito. Entre estas se incluyen: (1) un mejor control de las fuentes de contaminación puntuales y difusas, causante de incrementos de nutrientes y materia orgánica, lo cual promueve el reciclado de metales en el embalse, (2) desarrollar la restauración forestal para reducir los procesos de sedimentación y transporte de contaminantes, especialmente en las áreas de los yacimientos piritosos, (3) construir sobre el arroyo Navarro un cierre para retener partículas, ricas en Fe y Mn, que son movilizadas especialmente durante las primeras lluvias después del período seco.

En el embalse también se deben establecer estrategias de manejo que impliquen una mejoría de la calidad del agua a corto plazo. Entre estas se encuentran la oxigenación o aireación. El uso de tecnologías basadas en el suministro de oxígeno puro o aire al agua eleva los niveles de OD (Singleton & Little, 2006). La oxigenación de lagos y embalse es efectiva porque inhibe la acumulación de Fe y Mn en el hipolimnio en cuerpos de agua estratificados. La viabilidad para aplicar tecnologías de este tipo en el embalse Paso Bonito debe considerarse.



## **CAPÍTULO 6. OTROS PROCESOS AUTÓCTONOS Y ALÓCTONOS QUE INTERVIENEN EN LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA DEL EMBALSE PASO BONITO**

Aceptado en la Revista Internacional de Contaminación Ambiental.

Betancourt C. y Suárez R. 2010. Influencia de procesos autóctonos y alóctonos sobre las características físicoquímicas del embalse Paso Bonito, Cienfuegos, Cuba.

### **6.1. INTRODUCCIÓN**

El análisis del agua revela la presencia de gases, elementos minerales y orgánicos en solución o suspensión. Estos elementos tienen un origen natural y antrópico, y definen la calidad del agua, de acuerdo a los diversos usos posibles (doméstico, industrial y agrícola entre otros).

El estudio de los componentes mayoritarios se usa para entender procesos que influyen en la calidad química del agua, como el lavado de las rocas, la evaporación-cristalización y la lluvia (Anshumali & Ramanathan, 2007; Gibbs, 1970; Kumar, Tiwari, Kumar, Kumar, & Subramanian, 2009; Singh et al., 2005; Xu, Hou, An, Liu, & Dong, 2008). La presencia y proporción de los mismos se relaciona con la geología de las cuencas (Jha et al., 2009; McNeil, Cox, & Preda, 2005; Rajmohan & Elango, 2007), y una de las herramientas aplicadas para estos fines son las relaciones iónicas (Al-Rawajfeh & Al-Shamaileh, 2007; Das et al., 2005; Fernández & Miretzky, 2004; Hren, Chamberlain, Hilley, Blisniuk, & Bookhagen, 2007; Ryu, Lee, Chang, & Shin, 2008; Ryu, Lee, & Chang, 2007; Szramek et al., 2007).

Otras variables empleadas en el estudio de la calidad del agua son la temperatura (T), el pH, OD y el Eh, principalmente por su vinculación con el fenómeno altamente complejo de liberación de nutrientes, metales y materia orgánica desde los sedimentos de los embalses (G. P. Harris, 1999). Nutrientes como el nitrógeno y el fósforo se relacionan con procesos de eutrofización de las aguas; metales

como el Fe y el Mn afectan el olor y sabor del agua y dificultan su tratamiento (McClure, 2006).

La complejidad de los procesos ambientales no se evidencia totalmente por el estudio de variables aisladas y puede suceder que procesos subyacentes que ocurren dentro de un embalse queden sin explicación, si no se aplica un apropiado análisis estadístico de los datos obtenidos durante la investigación.

El análisis de componentes principales (ACP) permite evaluar las complejas interacciones que se manifiestan entre las variables físico-químicas y sus impactos sobre la calidad del agua. Por lo tanto, es una técnica muy usada para el estudio de la calidad del agua (Atobatele & Ugwumba, 2008; Giussani et al., 2008; Henderson, 2006; Marques et al., 2008; Mujumdar, 2008) que permite la reducción de variables sin perder mucha información contenida en las originales (Hannah, Smith, Gurnell, & McGregor, 2000).

El embalse Paso Bonito es fuente de abastecimiento de la ciudad de Cienfuegos y una parte de la ciudad de Santa Clara y en la cuenca que alimenta el embalse se ubican fuentes contaminantes (cría de ganado vacuno y porcino) que aportan nutrientes y materia orgánica, además también se localiza una antigua mina de piritita que fue explotada mediante galerías en la primera mitad del siglo pasado (Allende, 1928).

Sus aguas se estudiaron durante los años 2006 y 2007. En estas investigaciones se verificaron procesos de mezcla en el invierno y durante lluvias intensas, con un patrón de distribución de OD de tipo clinógrado, Eh negativos y altos valores de Fe y Mn durante la estratificación térmica.

En este mismo período se estudiaron los ciclos anuales de nitrógeno, fósforo y Mn. El nitrógeno resultó el nutriente limitante, con un valor bajo de la relación nitrógeno inorgánico total: fósforo total ( $N_{IT}:P_T$ ), mientras que el 52 % de las mediciones de fósforo clasificaron al embalse como eutrófico.

El 87 % de los valores de nitrógeno de nitrito ( $N-NO_2$ ), así como las concentraciones de  $N-NH_4$ , durante el mes de octubre indicaron contaminación del agua según la Norma Cubana (NC, 1986), este comportamiento se explicó con las

malas prácticas identificadas en el manejo de la cuenca y del embalse según los resultados del diagnóstico.

En el estudio del ciclo del Mn, se registraron concentraciones elevadas en la columna de agua para el Fe y el Mn, fundamentalmente en el fondo, característico de embalses eutróficos.

El uso de estas aguas para el consumo humano, hace necesario el conocimiento de los procesos que ocurren en la cuenca de alimentación y en el embalse con repercusión en la calidad del agua para poder hacer una correcta gestión del recurso. El objetivo de este trabajo está encaminado a:

1. Determinar las características físicoquímicas del agua embalsada.
2. Identificar los procesos que ocurren en la cuenca de alimentación y en el embalse con incidencia en la calidad físicoquímica del agua embalsada.

Los resultados obtenidos permiten identificar por primera vez, procesos que ocurren en la cuenca de alimentación y en el embalse, con repercusión sobre la calidad del agua. También se describen sus características físicas y químicas, aportando herramientas para una correcta gestión del recurso.

## 6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.2.1. Muestreo y ensayos

La información sobre los componentes mayoritarios procede de la Red de Calidad de las Aguas de la Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Cienfuegos y contiene muestras de agua del punto de toma del embalse, durante el período 1986-2005, con una periodicidad mensual ( $n = 240$ ). Las variables estudiadas son: *conductividad eléctrica* (CE), *dureza total* ( $D_T$ ) y los iones mayores:  $HCO_3^-$  ( $HCO_3$ ),  $Cl^-$  (Cl),  $SO_4^{2-}$  ( $SO_4$ ),  $Ca^{2+}$  (Ca),  $Mg^{2+}$  (Mg) y  $Na^+ + K^+$  (Na+K).

Para el estudio de las variables: T ( $^{\circ}C$ ), pH (unidades), OD (mg/L), Eh (mV), se hicieron nueve muestreos a partir de septiembre de 2006 hasta noviembre de 2007. Las muestras se tomaron primeramente en la superficie y a continuación

metro a metro hasta el fondo en un perfil ubicado en el punto de toma del embalse.

El  $NO_2^-$  ( $NO_2$ ),  $NO_3^-$  ( $NO_3$ ),  $PO_4^{3-}$  ( $PO_4$ ),  $P_T$ , Fe y Mn, se estudiaron en el mismo período anterior pero las muestras se tomaron en los niveles superficie (0 m), medio (5 m) y fondo (10 m) en la columna de agua del punto de toma del embalse, con una botella Niskin de cinco litros de capacidad. Las muestras de agua no se filtraron para hacer los ensayos.

Las concentraciones de  $NH_4$  se determinaron por formación de indofenol azul; el  $NO_2$  por diazotación con sulfanilamida; el  $NO_3$  por reducción con hidracina; el  $PO_4$  se cuantificó por formación de un complejo azul con molibdato de amonio y el  $P_T$  por reducción con ácido ascórbico. Las concentraciones de Mn se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica en llama, y el Fe por el método de la ortofenantrolina.

Todos los ensayos se hicieron en el laboratorio del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos, según las especificaciones de APHA (APHA, 1998).

### **6.2.2. Análisis estadístico**

Para el tratamiento estadístico se aplicó el Statistical Package for Social Sciences (SPSS), versión 15. La existencia de diferencias significativas entre el período húmedo (mayo-octubre) y seco (noviembre-abril) en relación a los componentes mayoritarios, se comprobó mediante la prueba no paramétrica Mann-Whitney para dos muestras independientes, con un nivel de significación de 0.05. Se usó la matriz de correlación de Spearman para las variables que no se distribuyeron normalmente y la matriz de Pearson para las variables con distribución normal. En el estudio de la estacionalidad de los datos se empleó el correlograma y el periodograma. Para extraer la máxima información ambiental y simplificar la interpretación de los datos se aplicó un análisis factorial por el método de ACP a las variables estudiadas durante los años 2006 y 2007.

### 6.3. RESULTADOS

#### 6.3.1. Composición del agua, comportamiento de los iones mayores, $D_T$ y CE. Fuentes de incorporación

En el Tabla 6.1 se muestran los estadísticos descriptivos: mínimo, media, máximo y desviación estándar (DE). Los valores medios de la  $D_T$  correspondieron a un agua dura de acuerdo a la clasificación de Durfor y Becker (Durfor & Becker, 1964).

**Tabla 6.1.** Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica, dureza total y los iones mayores del embalse Paso Bonito.

	n	Mínimo	Máximo	Media	DE
CE	240	160	358	257	35.7
(micromhos/cm)					
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	240	70	266	139	20.1
Cl (mg/L)	240	6	25	12	2.5
SO <sub>4</sub> (mg/L)	238	1	22	7	2.7
Ca (mg/L)	240	13	59	39	7.6
Mg (mg/L)	240	1	19	6	2.8
Na+K (mg/L)	240	3	15	7	1.9
$D_T$ (mg/L)	240	65	230	125	20.2

DE: Desviación estándar

El agua resultó *no salina*, según la media obtenida para la CE y los criterios de clasificación de Seruya y Pollinger (Serruya & Pollinger, 1983). La composición de los iones mayores expresada en mg/L quedó de la siguiente forma:  $Ca > Na+K > Mg$  y  $HCO_3 > Cl > SO_4$ , y el agua clasificó como bicarbonatada cálcica.

No se encontraron diferencias significativas en los valores de los componentes mayoritarios entre el período seco y lluvioso.

El Ca+Mg expresado en meq/L, siempre fue superior al  $\text{HCO}_3$  con un valor medio de la diferencia, ligeramente inferior en el período lluvioso (0.11 meq/L) en relación al período seco (0.26 meq/L). El déficit de  $\text{HCO}_3$  respecto al Ca y Mg expresa que esta agua además, de la dureza temporal, posee dureza permanente.

Los componentes mayoritarios son poco correlacionados (Tabla 6.2), solo 10 relaciones son estadísticamente significativas al nivel 0.01, a pesar del tamaño de la muestra ( $n = 240$ ). Las variables más relacionadas son el Ca y la CE, mientras que el Na+K y el  $\text{SO}_4$ , no se correlacionan con ninguna otra variable.

**Tabla 6.2.** Matriz de correlación de Pearson para los iones mayores, la conductividad eléctrica y la dureza total.

	CE	$\text{HCO}_3$	Cl	$\text{SO}_4$	Ca	Mg	Na+K	$D_T$
	( $\mu\text{mhos/cm}$ )				(mg/L)			
CE	1							
$\text{HCO}_3$	<b>.205</b>	1						
Cl	<b>.204</b>	.034	1					
$\text{SO}_4$	-.076	-.080	.147	1				
Ca	<b>.521</b>	<b>.240</b>	<b>.176</b>	-.122	1			
Mg	.088	.027	.036	.163	<b>-.215</b>	1		
Na+K	.066	-.019	.074	.092	-.103	-.051	1	
$D_T$	<b>.509</b>	.087	<b>.216</b>	-.032	<b>.663</b>	.222	-.146	1

Las correlaciones estadísticamente significativas al nivel 0.01 (bilateral) aparecen en letra negra  
 $n = 240$

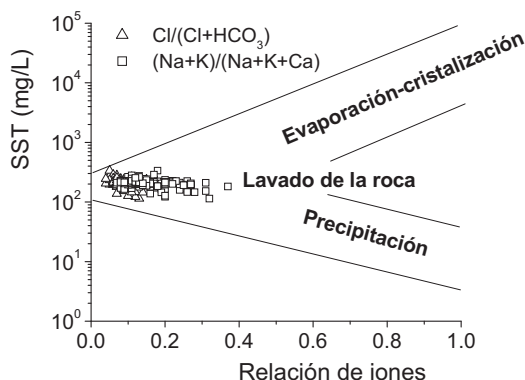
La débil correlación entre los componentes mayoritarios no permitió reducir los datos por la aplicación del ACP. El valor de la medida de adecuación muestral

Kaiser-Meyer-Olkin fue inferior a 0.5 y las comunalidades fueron bajas para la mayoría de las variables.

La aplicación de los diagramas de secuencia, el correlograma y el periodograma a los componentes mayoritarios no mostró comportamiento estacional significativo para estas variables en la etapa estudiada.

Para conocer los procesos químicos vinculados con la calidad del agua del embalse los resultados obtenidos se graficaron en el diagrama de Gibbs (Gibbs, 1970). Según este autor existen tres mecanismos naturales que explican la composición química de las aguas: la precipitación atmosférica, la solubilización de las rocas y la evaporación-cristalización, que pueden identificarse al graficar las sales solubles totales (SST) vs las razones  $\text{Na}:(\text{Na}+\text{Ca})$  y  $\text{Cl}:(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$ .

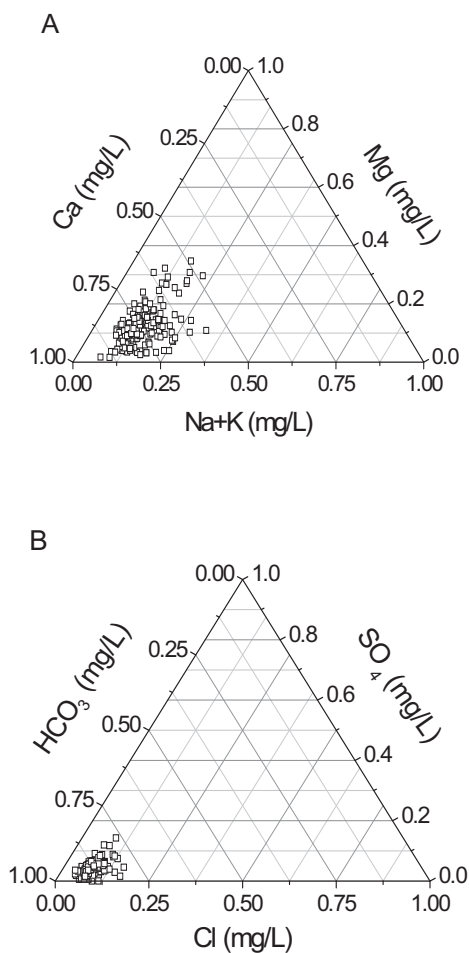
En la Figura 6.1 se graficaron los valores de las SST vs las razones catiónicas y aniónicas para las aguas del embalse Paso Bonito, y todos los puntos se ubican en la zona identificada por la ocurrencia de procesos de solubilización de las rocas.



**Figura 6.1.** Representación gráfica de la dependencia entre las sales solubles totales y las relaciones iónicas del agua: SST vs  $\text{Cl}:(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$  y SST vs  $(\text{Na}+\text{K}):(\text{Na}+\text{K}+\text{Ca})$ .

El diagrama triangular es muy útil para explicar los mecanismos naturales que intervienen en la composición química de las aguas, por incluir un número mayor

de iones (Baca & Threlkeld, 2000). Puntos próximos a los vértices correspondientes al Ca y al  $\text{HCO}_3$  indican que la calidad química de las aguas se vincula con procesos de meteorización de la roca.

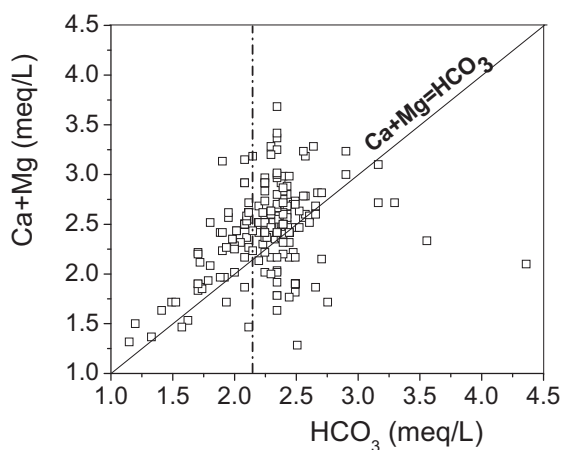


**Figura 6.2.** Composición relativa de aniones y cationes (diagrama triangular) del agua embalsada. Los cationes son representados en A y los aniones en B.

Los resultados alcanzados al emplear esta herramienta son similares a los obtenidos con el modelo de Gibbs (Gibbs, 1970), al ubicarse la mayor cantidad de observaciones próximas a los vértices que corresponden a los iones Ca y  $\text{HCO}_3$  y al lavado de la roca (Figura 6.2).

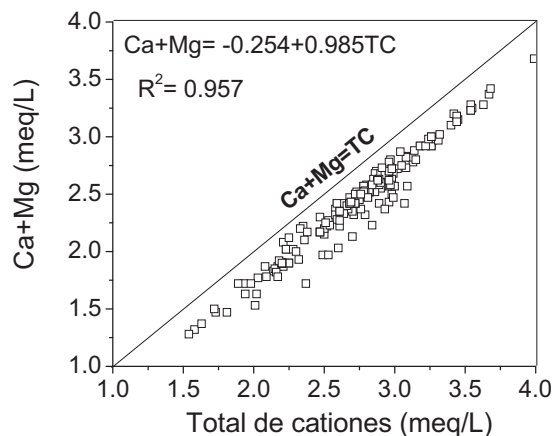


La Figura 6.3 muestra la relación entre el  $\text{HCO}_3$  y la suma de Ca y Mg. Para valores bajos de  $\text{HCO}_3$  hay una relación cercana a 1:1 entre las variables, sin embargo, a partir de un valor ligeramente superior a los 2 meq/L, los aumentos de Ca y Mg no se corresponden con un aumento de  $\text{HCO}_3$ . Este comportamiento se señala en la Figura con una línea discontinua.



**Figura 6.3.** Relación entre el contenido de  $\text{HCO}_3$  y Ca+Mg en el embalse.

El predominio de los valores de Ca+Mg por encima de la línea 1:1, significa que es más frecuente encontrar Ca y Mg vinculados a otros aniones diferentes al  $\text{HCO}_3$ , que el  $\text{HCO}_3$  asociado a cationes diferentes al Ca y Mg.



**Figura 6.4.** Relación entre el contenido de Ca+Mg y el total de cationes en el embalse.

El Ca+Mg mostraron una fuerte relación lineal con el total de cationes (TC) que se pone de manifiesto en el elevado valor de la  $R^2$  (0.957) (Figura 6.4). Los valores elevados de la media para la razón (Ca+Mg):(Na+K) (8.77) evidencian su alta contribución al total de cationes.

La razón (Na+K):TC alcanzó un valor medio menor (0.11), y de forma similar a la razón (Ca+Mg):(Na+K), no registra diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ) entre el período húmedo y seco.

La razón Na:Ca = 0.16, obtenida en esta investigación, reveló el lavado de rocas de carbonatos o silicatos de Ca y Mg. Esta razón, expresa la relación entre la calcita y la halita u otras fuentes de Na y se encuentra en el intervalo de 0.1-0.4 cuando las aguas discurren por carbonatos o silicatos de Ca y Mg (Fagundo et al., 1996).

### 6.3.2. Relaciones entre las variables estudiadas durante el 2006 y 2007

Estas variables tuvieron una distribución normal por lo que fue posible aplicar la correlación de Pearson. Los parámetros correlacionados significativamente ( $p < 0.01$ ) son el OD, Eh, pH,  $\text{NH}_4$ , Fe y Mn, mientras que el  $\text{NO}_3$ ,  $P_T$ , y la T no se

correlacionan con ninguna otra variable (Tabla 6.3). El valor más alto de  $r$  (0.837) corresponde a la relación entre el  $\text{NH}_4$  y el pH.

**Tabla 6.3.** Matriz de correlación de Pearson para las variables estudiadas durante el 2006 y 2007.

	T (°C)	OD (mg/L)	Eh(mV)	pH	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	P <sub>T</sub>	Fe	Mn
								(mg/L)			
T °C	1										
OD	.027	1									
Eh	-.079	<b>.667</b>	1								
pH	-.123	<b>.722</b>	<b>.461</b>	1							
NO <sub>3</sub>	-.168	-.194	.056	-.168	1						
NO <sub>2</sub>	.071	-.121	.047	-.370	.236	1					
NH <sub>4</sub>	.045	<b>-.613</b>	<b>-.712</b>	<b>-.837</b>	-.052	.167	1				
PO <sub>4</sub>	-.082	-.061	-.005	-.071	.010	<b>.747</b>	.053	1			
P <sub>T</sub>	-.323	-.330	.031	.027	.077	.183	-.084	.348	1		
Fe	-.266	<b>-.578</b>	<b>-.745</b>	-.389	.330	-.050	.424	-.102	.119	1	
Mn	-.319	<b>-.583</b>	<b>-.764</b>	-.503	.247	.358	<b>.599</b>	.326	.203	<b>.815</b>	1

Las correlaciones estadísticamente significativas al nivel 0.01 aparecen en letra negra

Para estudiar el sistema de relaciones entre estas variables de forma conjunta se aplicó un ACP. En este análisis se excluyeron las variables NO<sub>3</sub> y P<sub>T</sub> por registrar una baja correlación con cada uno de los factores extraídos y baja comunalidad respectivamente.

Después de eliminar estas dos variables se eligieron tres factores, cuya selección se hizo de acuerdo al número de autovalores mayores que la unidad, y según los criterios que garantizan que la elección del método sea adecuada. Las correlaciones de cada variable con el factor extraído son altas (Tabla 6.4); la

medida de adecuación muestral (KMO) es superior a 0.50 (0.53); la prueba de esfericidad de Bartlett es inferior a 0.05 (0.00); el determinante está muy próximo a cero ( $1.61\text{E}-5$ ) y las comunalidades son superiores a 0.710.

**Tabla 6.4.** Matriz de componentes para las variables físico-químicas medidas en la columna de agua del embalse Paso Bonito.

	Componente		
	1	2	3
OD (mg/L)	<b>-.826</b>	.099	-.135
Eh (mV)	<b>-.884</b>	.208	.077
pH	<b>-.813</b>	.027	-.509
NO <sub>2</sub> (mg/L)	.304	<b>.882</b>	.266
NH <sub>4</sub> (mg/L)	<b>.888</b>	-.207	.243
PO <sub>4</sub> (mg/L)	.140	<b>.946</b>	-.081
Fe (mg/L)	<b>.787</b>	-.197	-.356
Mn (mg/L)	<b>.868</b>	.229	-.309
T (°C)	-.235	-.117	<b>.826</b>

La varianza total fue de un 85 % y los tres primeros factores extraídos explican el 49.5, 20.8 y 14.7 % respectivamente. El primer factor agrupa las variables OD, pH, Eh, NH<sub>4</sub>, Fe y Mn; el segundo al PO<sub>4</sub> y el NO<sub>2</sub> y el tercero incluye solamente a la temperatura.

## 6.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

### 6.4.1. Fuentes de incorporación de los iones mayores y procesos vinculados con la calidad del agua

Las similitudes observadas en los valores de los componentes mayoritarios entre los períodos seco y lluvioso pudieron tener relación con la entrada al embalse de altas proporciones de agua procedente del embalse Hanabanilla. Esta agua, aunque tiene una composición química similar (Sánchez, 2000) y procede de la misma cuenca, es hipolimnética, por tanto la influencia de la lluvia sobre la concentración de las referidas variables es menor.

El aumento de los valores de las concentraciones de Ca y Mg, sin registrar un aumento proporcional en las concentraciones de  $\text{HCO}_3$  (Figura 6.3), está relacionado con la presencia en la cuenca de otras fuentes de Ca y Mg diferentes a los carbonatos como son los silicatos. El Na y K se originan fundamentalmente del lavado de evaporitas y silicatos, mientras que el Ca y Mg provienen del lavado de carbonatos, evaporitas y silicatos (Meybeck, 1987).

La abundante presencia en la cuenca de minerales ricos en Ca y Mg como las rocas carbonatadas y los silicatos puede ser causa de los valores elevados de la razón  $(\text{Ca}+\text{Mg}):(\text{Na}+\text{K})$ , e indica que el lavado de las rocas es la principal fuente en el aporte de los componentes mayoritarios al agua. Proceso que también se evidencian al graficar las SST vs relaciones iónicas en el modelo de Gibbs (Gibbs, 1970) y los valores de los iones mayores en el diagrama triangular.

El lavado químico de las rocas se resume mediante las ecuaciones siguientes (Gao et al., 2009):

$$[\text{Ca}]_{\text{Agua}} = [\text{Ca}]_{\text{Carbonato}}^{\text{SO}_2+\text{CO}_2+\text{FeS}_2} + [\text{Ca}]_{\text{Silicato}}^{\text{SO}_2+\text{CO}_2+\text{FeS}_2} + [\text{Ca}]_{\text{Yeso}} \quad (1)$$

$$[\text{Mg}]_{\text{Agua}} = [\text{Mg}]_{\text{Carbonato}}^{\text{SO}_2+\text{CO}_2+\text{FeS}_2} + [\text{Mg}]_{\text{Silicato}}^{\text{SO}_2+\text{CO}_2+\text{FeS}_2} \quad (2)$$

$$[\text{K}]_{\text{Agua}} = [\text{K}]_{\text{Silicato}}^{\text{CO}_2+\text{SO}_2+\text{FeS}_2} + [\text{K}]_{\text{Fertilizantes}} \quad (3)$$

$$[Na]_{\text{Agua}} = [Na]_{\text{Silicato}}^{\text{CO}_2 + \text{SO}_2 + \text{FeS}_2} + [Na]_{\text{Agua de mar-lavado de la roca}} \quad (4)$$

Los corchetes indican concentraciones molares de los diferentes cationes en las corrientes superficiales. Los superíndices están relacionados con la contribución al lavado de las rocas; CO<sub>2</sub> y SO<sub>2</sub> representan los aportes de los ácidos carbónico y sulfúrico respectivamente, por precipitación atmosférica; el FeS<sub>2</sub> es el aporte del ácido sulfúrico procedente del lavado de la pirita. Cuando no se escribe superíndice denota la disolución de minerales sin la intervención de los ácidos mencionados, y los subíndices representan las fuentes de cada ión.

La participación del ácido sulfúrico procedente de los yacimientos piritosos en el lavado de silicatos y carbonatos se señala en todas las ecuaciones planteadas (Gao et al., 2009). Para el Na y K, no se incluye el lavado de las rocas carbonatadas (ecuaciones 3 y 4), presentes en una gran extensión en la cuenca del embalse, criterio que puede explicar las altas concentraciones de Ca encontradas en el agua, teniendo en cuenta que en la cuenca de alimentación se localiza una antigua mina de pirita.

La intensificación del lavado de las rocas por el ácido sulfúrico procedente de yacimientos piritosos se ha reportado por otros investigadores (Lerman & Wu, 2006; Ryu et al., 2007).

La baja correlación observada entre los componentes mayoritarios es probable que guarde relación con la geología de la cuenca que alimenta al embalse. La correlación más baja del SO<sub>4</sub> pudiera estar asociada a que los aportes más significativos de este anión procedan de los yacimientos piritosos presentes en la cuenca, lo cual relaciona al SO<sub>4</sub> con el Fe, no con los cationes determinados en los componentes mayoritarios.

#### **6.4.2. Relaciones entre las variables estudiadas durante el 2006 y 2007**

La materia orgánica, degradada parcialmente en la columna de agua del embalse, se acumula en los sedimentos y contribuye a la demanda de oxígeno que estos

producen (M.W. Beutel, Hannoun, Pasek, & Kavanagh, 2007; Higashino & Stefan, 2005; Matthews & Effler, 2006). Cuando la demanda de oxígeno es mayor que el OD, la oxidación de la materia orgánica se verifica por especies químicasceptoras de electrones y ocurre un descenso en el Eh (Madigan, Martinko, & Parker, 2003).

Entre las especies mencionadas se encuentran las nitrogenadas y los óxidos de Fe y Mn, que pasan al agua en sus formas reducidas al aceptar electrones de la materia orgánica (Hem, 1985). Estos criterios, unido a la disminución de pH que se produce por la liberación de CO<sub>2</sub> durante la oxidación de la materia orgánica, que a su vez favorece la liberación de Fe, Mn y NH<sub>4</sub>, explican la correlación encontrada entre las variables pH, OD, Eh, Mn, Fe y NH<sub>4</sub>.

Estas variables quedaron agrupadas en el primer componente extraído en el ACP y explica *procesos de contaminación autóctona que afectan de forma negativa la calidad del agua embalsada*. Los valores más bajos de pH, OD y Eh se registraron durante los procesos de estratificación del embalse, cuando se liberaron desde los sedimentos las mayores concentraciones de NH<sub>4</sub>, Fe y Mn. Durante los procesos de mezcla se registraron los valores más altos de pH, Eh y OD con los valores más bajos de NH<sub>4</sub>, Fe y Mn.

El segundo factor extraído agrupa al NO<sub>2</sub> y PO<sub>4</sub> y se relaciona con *procesos de contaminación alóctona que afectan de forma negativa la calidad del agua embalsada*. Los valores elevados de estos nutrientes coinciden con muestreos antecendidos por abundantes precipitaciones que arrastraron al embalse residuos procedentes de fuentes contaminantes de origen agropecuario.

La temperatura quedó como única variable en el tercer factor y se relaciona con los *cambios térmicos en el embalse*. A pesar de que este factor contiene una sola variable, explica el 14.71 % de la varianza total y revela la importancia de esta variable en la calidad del agua embalsada.

El hecho de que el primer factor represente el 49.47 % de la varianza total de los datos indica que los *procesos de contaminación autóctona* son los más relacionados con la afectación a la calidad del agua del embalse.

El ACP excluyó a las variables  $P_7$  y  $NO_3$ , debido quizás a que su presencia en el agua puede estar afectada por otras variables o procesos no considerados en la investigación.

## 6.5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO

El agua embalsada es *no salina, dura y bicarbonatada cálcica*, con una débil correlación entre los componentes mayoritarios analizados que no hizo posible la aplicación del ACP. No se registró estacionalidad en estas variables, lo cual significa que no se afectaron por los cambios estacionales ocurridos durante la etapa en estudio.

El *proceso* predominante que explicó la composición química de las aguas, específicamente relacionado con los componentes mayoritarios, fue el lavado de la roca, tanto al aplicar el modelo de Gibbs, como el diagrama triangular y las relaciones iónicas.

Las concentraciones de los iones mayores del agua guardaron una estrecha relación con la geología de la cuenca, resultado que se evidenció en todas las relaciones iónicas aplicadas. La suma de Ca y Mg registró valores superiores al  $HCO_3$  y revela la existencia en la cuenca de silicatos de Ca y Mg.

Una alta contribución de Ca y Mg al TC, indica la presencia en la cuenca de minerales con una predominancia en su composición de estos cationes. Los yacimientos piritosos presentes a su vez favorecen el lavado de minerales ricos en Ca. La razón Na:Ca registró valores característicos de aguas que discurren por carbonatos o silicatos de Ca y Mg.

La aplicación del ACP a las otras variables físicoquímicas estudiadas, mostró que la calidad del agua embalsada está afectada por procesos *de contaminación autóctona*, relacionados con la mezcla y estratificación del embalse y que se manifiestan a través de las variables pH, OD, Eh,  $NH_4$ , Fe y Mn y otros *procesos de contaminación alóctona*, relacionados con el aporte de fosfato y nitrito desde la cuenca.

La temperatura resultó una variable a considerar en la calidad del agua al explicar el 14.71 % de la varianza total de los datos, quedando sola en la tercera



componente y significa que la calidad del agua se vincula con *los cambios térmicos en el embalse*.

## **CAPÍTULO 7. INFLUENCIA DE LOS PROCESOS NATURALES Y ANTRÓPICOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA EN CUATRO EMBALSES CUBANOS**

Información publicada en revista *Acta científica venezolana*

Betancourt C., Jorge F. y Suárez R. 2010. Características físico-químicas del agua del embalse Avilés (Cienfuegos Cuba). (Publicado)

Información publicada en la revista *Limnética*

Betancourt C., Suárez R. y Toledo L. Variabilidad iónica y características eutróficas del embalse Abreus, Cuba *Limnética* (Enviado)

Información enviada a la *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*

Betancourt C., Suárez R. y Toledo L. 2010. Características y procesos vinculados con la calidad físico-química del agua del embalse El Salto, Cienfuegos, Cuba. (Enviado)

Información enviada a la revista *Limnetica*

Betancourt C., Suárez R. y Jorge F. 2010. Influencia de los procesos naturales y antrópicos sobre la calidad físico-química del agua en cuatro embalses cubanos.

### **7.1. INTRODUCCIÓN**

Los embalses son considerados como centinelas, integradores y reguladores del cambio climático (Williamson, Saros, Vincent et al., 2009). Sin embargo, es necesario disponer de un conocimiento básico sobre la calidad de las aguas embalsadas que permita distinguir el efecto del cambio climático de otros procesos naturales o antrópicos influyentes.

El estudio de los componentes mayoritarios del agua permite identificar procesos de interacción entre la roca y el agua que son responsables de su calidad (S. Li et al., 2009; Raymond & Oh, 2009; Wu, Xu, Yang, & Yin, 2008; Wu, Yang, Xu, & H.Yin, 2009). El proceso de meteorización de la roca se puede identificar mediante el modelo de Gibbs (Gibbs, 1970), el diagrama triangular (Baca & Threlkeld, 2000) y mediante el uso de relaciones iónicas (Chung, You, & Chu., 2009; S. L. Li, Calmels, Han, Gaillardet, & Liu, 2008). Este proceso es dependiente de la

temperatura, de las precipitaciones y de las actividades humanas desarrolladas en las cuencas (Subramanian et al., 2006).

Las actividades antrópicas generadoras de altas cargas de nutrientes estimulan procesos de eutrofización de las aguas. Las aguas eutróficas generan altos costos de tratamiento (W. K. Dodds, 2007), así como alteraciones en el olor y el sabor del agua (Peter, 2008; Watson, Ridal, & Boyer, 2008) con peligros potenciales para la salud, debido a la presencia de toxinas producidas por algunas especies de algas (Sömek et al., 2008; Van-Apeldoorn, Van-Egmond, Speijers, & Bakker, 2007).

Esta investigación está dirigida a evaluar la influencia de la meteorización de las rocas y de las actividades antrópicas sobre la calidad físico-química del agua de los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto.

Los resultados de este trabajo revelan el comportamiento del proceso de meteorización de las rocas en cuatro cuencas de la región central cubana, por un período de 20 años, los cuales constituyen una referencia para comparaciones futuras en relación con el cambio climático. La identificación del estado trófico de los embalses y la determinación del nutriente que limita el desarrollo fitoplanctónico, representan una herramienta para el manejo del recurso.

## **7.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **7.2.1. Áreas de estudio**

Los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto se localizan en la provincia de Cienfuegos, en el centro-sur de Cuba (Figura 2.3). Sus principales usos son la agricultura, la pesca y el consumo industrial y humano. Estos embalses son impactados por industrias azucareras y residuos humanos y agrícolas. Sus características generales fueron descritas en el epígrafe 2.1. Descripción de las áreas de estudio, correspondiente al Capítulo II.

### **7.2.2. Muestreo y ensayos**

La base de datos para el estudio de los componentes mayoritarios del agua procede de la Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Cienfuegos. Incluye la

conductividad eléctrica (CE), la dureza total ( $D_T$ ) y los iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3$ ), cloruro (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4$ ), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio más potasio (Na+K), medidos durante la etapa 1986-2005. Las sales solubles totales (SST) se calcularon mediante la suma de los iones antes mencionados.

Para evaluar el estado trófico de los embalses Avilés, Abreus y El Salto se muestreó la superficie del punto de toma durante los meses de abril, agosto, octubre y diciembre de 2008 y marzo de 2009. Se determinaron el fósforo total ( $P_T$ ) por reducción con ácido ascórbico, la transparencia al disco Secchi (DS) mediante un disco de 20 cm de diámetro, la clorofila *a* (Clf *a*) por el método de fluorescencia y el nitrógeno inorgánico total ( $\text{Ni}_T$ ) mediante la suma de nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4$ ), el nitrógeno de nitrito ( $\text{N-NO}_2$ ) y el nitrógeno de nitrato ( $\text{N-NO}_3$ ). Las concentraciones de ( $\text{N-NH}_4$ ) se determinaron por formación de indofenol azul, el ( $\text{N-NO}_2$ ) por diazotación con sulfanilamida y el ( $\text{N-NO}_3$ ) por reducción con hidracina.

Los ensayos se realizaron sin filtrar las muestras por lo que incluyen los nutrientes suspendidos y disueltos. Los límites de cuantificación (LC) expresados en mg/L, fueron  $\text{N-NH}_4$ ; 0.045,  $\text{N-NO}_2$ ; 0.001,  $\text{N-NO}_3$ ; 0.006,  $\text{P-PO}_4$ ; 0.005,  $P_T$ ; 0.013. Los valores menores que el límite de cuantificación se consideraron cero para la confección de los gráficos.

Para la determinación del estado trófico y el nutriente limitante en el embalse Paso Bonito, solo se dispuso de las concentraciones de  $P_T$  y  $\text{Ni}_T$ , determinadas en siete muestreos realizados durante los años 2006-2007.

Los ensayos se realizaron en el laboratorio del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos según las especificaciones de APHA (APHA, 1998).

### **7. 2.3. Otros procedimientos empleados**

La clasificación de las aguas se realizó considerando los criterios propuestos por Durfor y Becker (Durfor & Becker, 1964) para la  $D_T$ , y por Serruya y Pollingher (Serruya & Pollingher, 1983) para el contenido salino.

Se aplicaron el modelo de Gibbs, el diagrama triangular y las razones iónicas para identificar los procesos vinculados con la composición química del agua en

relación a los componentes mayoritarios. Se aplicó ANOVA para comparar la calidad del agua referida a las sales, en los cuatro embalses estudiados.

Para el tratamiento estadístico se empleó el Statistical Package for Social Sciences (SPSS) en su versión 15.0. Se calcularon los descriptivos mínimo, máximo, media y desviación estándar. Se comprobó la normalidad de los datos para la aplicación de las herramientas estadísticas según los requerimientos de cada caso en particular.

La existencia de diferencias significativas entre el período húmedo (mayo-octubre) y seco (noviembre-abril) en relación a los componentes mayoritarios, se comprobó mediante la prueba no paramétrica Mann-Whitney para dos muestras independientes, para las bases de datos que no tuvieron una distribución normal. En las bases de datos con distribución normal se usó la prueba t de student para muestras independientes, siempre con un nivel de significación de 0.05. Estos procedimientos también se emplearon en otras comparaciones de variables en diferentes estaciones de muestreo en cada embalse.

Se usó el coeficiente de correlación de Pearson para el análisis de correlaciones entre las variables con distribución normal y la matriz de correlación de Spearman para las variables que no se distribuyeron normalmente.

En el estudio de la estacionalidad de las series se empleó el recurso de los diagramas de secuencia, el correlograma y el periodograma. El cálculo de los índices estacionales se realizó considerando un modelo aditivo y estático y se aplicó el método de relación con la tendencia. Cada índice es un promedio de la diferencia entre el valor de la serie y la línea de tendencia calculada para cada mes. Por tanto representa una cantidad en unidades (para la CE en  $\mu\text{mhos/cm}$  y para el resto de las variables en  $\text{mg/L}$ ) por encima (signo positivo) o por debajo (signo negativo) de la línea de tendencia que en este caso se calculó mediante las medias móviles.

Con el objetivo de disminuir la dimensionalidad del problema a investigar se estudió el sistema de relaciones entre las variables de forma conjunta mediante un análisis factorial por el método de componentes principales.

El valor medio del tiempo de residencia del agua en el embalse se calculó mediante la expresión que se obtuvo al dividir el volumen de agua almacenada por el flujo de salida diario en el período 2007-2009. Este procedimiento es tradicional y fue empleado por otros autores (Foy, 1992; Sivadier et al., 1994; Straskraba et al., 1995).

#### 7.2.4. Clasificación trófica de las aguas

La clasificación trófica se realizó según el Índice del Estado Trófico (IET) de Carlson (Carlson, 1977), modificado (Toledo et al., 1983), para zonas tropicales. Este índice está fundamentado en las correlaciones de variables descriptoras como son la DS, las concentraciones superficiales de  $P_T$ ,  $PO_4$  y de la Clf  $a$ . Las ecuaciones usadas en el cálculo del índice para la transparencia (DS),  $P_T$ ,  $PO_4$  y clorofila  $a$  (Clf  $a$ ) y el índice de estado trófico medio que combina los índices de cada una de las variables mencionadas se expresan:

$$IET_{Modificado}(DS) = 10 * \left[ 6 - \left( \frac{0.64 + \ln(DS)}{\ln 2} \right) \right]$$

$$IET_{Modificado}(P_T) = 10 * \left[ 6 - \frac{\ln\left(\frac{80.32}{P_T}\right)}{\ln 2} \right]$$

$$IET_{Modificado}(PO_4) = 10 * \left[ 6 - \left( \frac{\ln\left(\frac{21.67}{PO_4}\right)}{\ln 2} \right) \right]$$

$$IET_{Modificado}(Clfa) = 10 * \left[ 6 - \left( \frac{2.04 - 0.695 \ln Clfa}{2a} \right) \right]$$

$$IET_{Modificado}(medio) = \frac{IET(DS) + 2[(IETP_T) + IET(PO_4) + IET(Clfa)]}{7}$$

Con el resultado del cálculo del  $IET_{Modificado}^{(medio)}$  se clasificó el estado trófico de las aguas según el siguiente intervalo: Oligotrofia  $\leq 44$ ; Mesotrofia  $44 < IET < 54$  y Eutrofia  $\geq 54$ .

Se siguió el criterio propuesto por Morris y Lewis (Morris & Lewis, 1988) para evaluar la relación  $Ni_T:P_T$  (nitrógeno inorgánico total:fósforo total), como indicador del nutriente que limita la productividad del sistema. Estos autores consideran limitaciones de nitrógeno cuando la relación es menor que 0.5, para el intervalo 0.5-4.0 ambos limitan y para valores superiores a 4 es el fósforo el nutriente limitante.

### 7.3. RESULTADOS

#### 7.3.1. Composición de las aguas y procesos químicos

Los estadísticos descriptivos de los iones mayores, CE y  $D_T$  se muestran en la Tabla 7.1. Los embalses en la cuenca del río Damují (El Salto y Abreus), registraron las concentraciones y dispersiones más altas para todas las variables estudiadas. En estos embalses el agua fue muy dura y medianamente salina, mientras que para los del río Arimao (Paso Bonito y Avilés), fue dura y ligeramente salina.

**Tabla 7.1.** Estadísticos descriptivos de los componentes mayoritarios en los cuatros embalses.

		CE	HCO <sub>3</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na+K	D <sub>T</sub>
Paso	Media	257	139	12	7	39	6	7	125
Bonito	Máx.	358	266	25	22	59	19	15	230
	Mín.	160	70	6	1	13	1	3	65
	DE	35.8	20.1	2.5	2.7	7.6	2.8	1.9	20.2
	N	240	240	240	240	240	240	240	240
Avilés	Media	306	147	17	10	29	12	15	125

	Máx.	377	183	23	17	40	18	21	155
	Mín.	240	119	12	5	17	7	9	95
	DE	30.6	13.7	2.1	2.4	4.4	2.8	2.6	12.3
	N	105	105	105	105	105	105	105	105
Abreus	Media	556	236	41	33	64	13	35	216
	Máx.	745	327	63	53	94	22	49	318
	Mín.	380	152	10	19	32	6	16	130
	DE	72.6	36.9	7.0	5.5	12.0	2.7	5.5	37.0
	N	233	233	233	233	233	233	233	233
El	Media	479	223	27	23	47	15	32	186
Salto	Máx.	680	451	46	43	74	31	56	452
	Mín.	310	147	14	9	21	5	11	90
	DE	69.0	39.5	6.1	7.0	11.2	4.9	9.1	44.1
	N	94	94	94	94	94	94	94	94

En los cuatro embalses predominaron los iones Ca y  $\text{HCO}_3$  (agua bicarbonatada cálcica). La composición, expresada en mg/L, se ordenó de la forma siguiente: Ca > Na+K > Mg y  $\text{HCO}_3$  > Cl >  $\text{SO}_4$ . Referido al contenido salino, los embalses se ordenaron de la forma: Abreus > El Salto > Avilés > Paso Bonito. Para el Ca se invirtió el orden entre Paso Bonito-Avilés y para el Mg entre Abreus-El Salto.

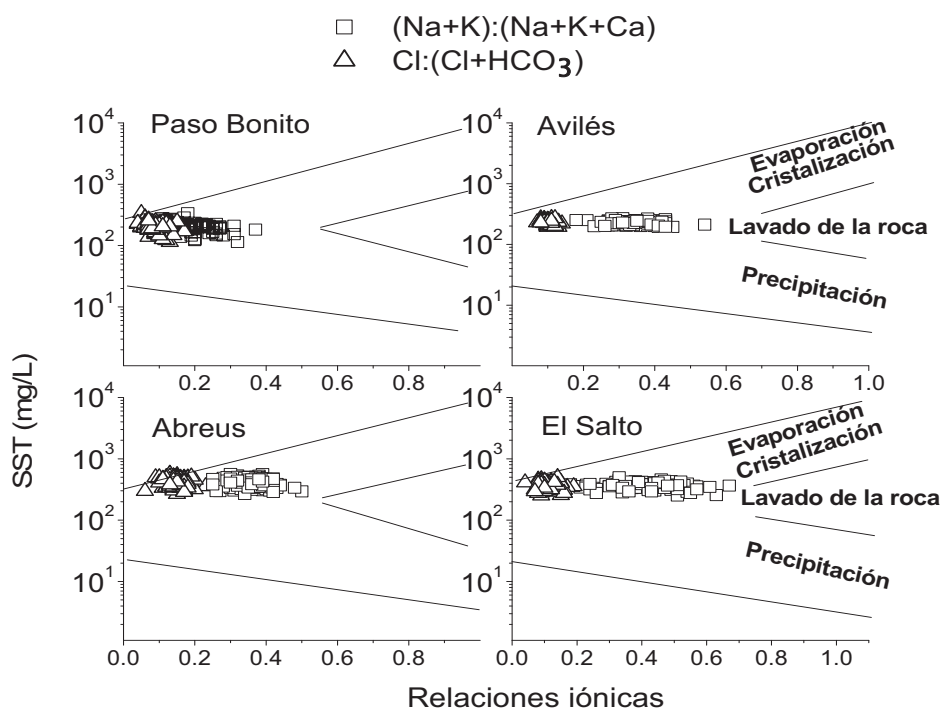
La CE y los iones Cl, Ca y  $\text{SO}_4$ , son diferentes ( $p < 0.05$ ) en los cuatro embalses, según los resultados del ANOVA. Las similitudes ( $p > 0.05$ ) se encontraron entre los embalses Abreus-El Salto para los iones  $\text{HCO}_3$ , Mg y Na+K y entre Avilés-Abreus y Avilés-Paso Bonito para el Mg y  $D_T$  respectivamente.

En la comparación de las concentraciones de los componentes mayoritarios entre el período seco y húmedo se observaron diferencias en todas las variables del embalse Abreus y para el  $\text{SO}_4$  en el embalse El Salto. En el resto de los embalses no se registraron diferencias significativas.

De acuerdo al criterio de Gibbs (1970) la composición química de las aguas en los cuatro embalses estuvo controlada por procesos de lavado de la roca. En los



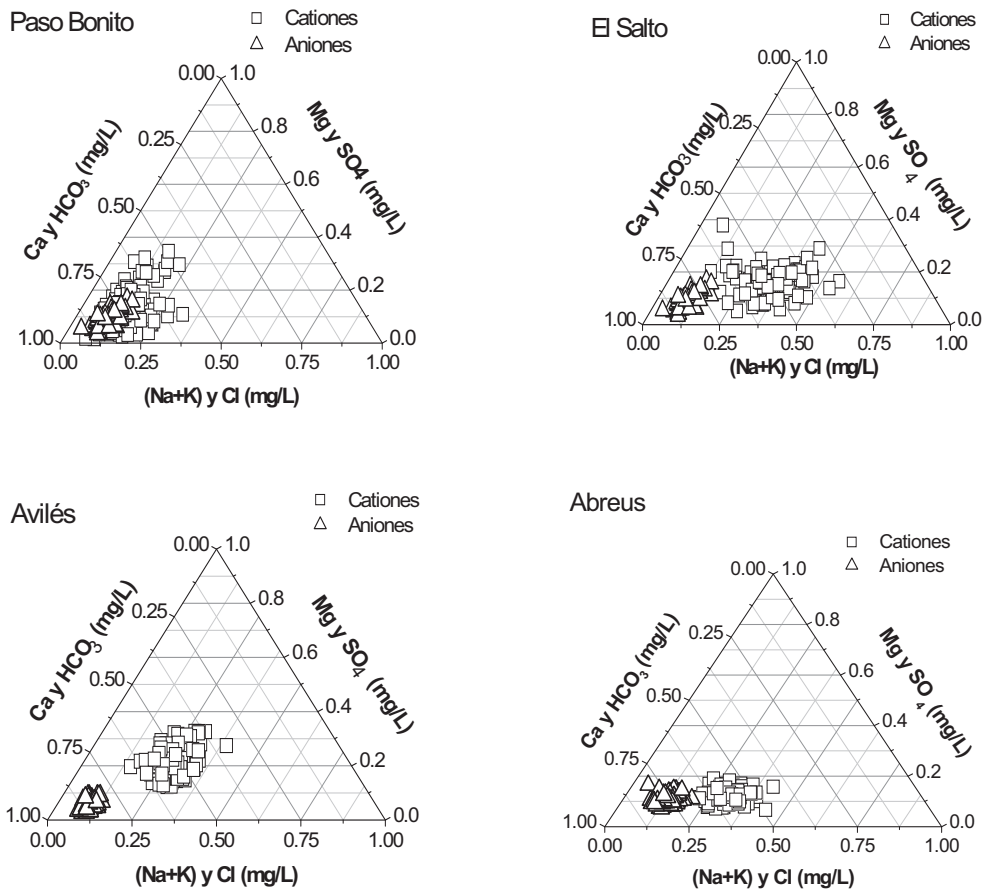
embalses construidos en el río Damují se observó un ligero acercamiento al área de evaporación-cristalización, originado por los valores más altos de las SST (Figura 7.1).



**Figura 7.1.** Representación gráfica de la dependencia entre las sales solubles totales y las relaciones iónicas del agua: SST vs  $Cl/(Cl+HCO_3)$  y SST vs  $(Na+K)/(Na+K+Ca)$  para los cuatro embalses en estudio, según el modelo de Gibbs (Gibbs, 1970).

El diagrama triangular también se usa para explicar los mecanismos naturales que intervienen en la composición química de las aguas. Resulta ventajoso respecto al modelo de Gibbs (Gibbs, 1970), por incluir un número mayor de iones (Baca & Threlkeld, 2000). El empleo de esta herramienta en los cuatro embalses estudiados produjo resultados similares a los obtenidos con el modelo de Gibbs.

Los puntos se ubicaron próximos a los vértices identificados con el lavado de la roca (iones  $\text{Ca}$  y  $\text{HCO}_3$ ) (Figura 7.2). En los embalses Abreus y El Salto, las observaciones se acercaron ligeramente al área del gráfico que le corresponde mayores proporciones de  $\text{Na}+\text{K}$ .

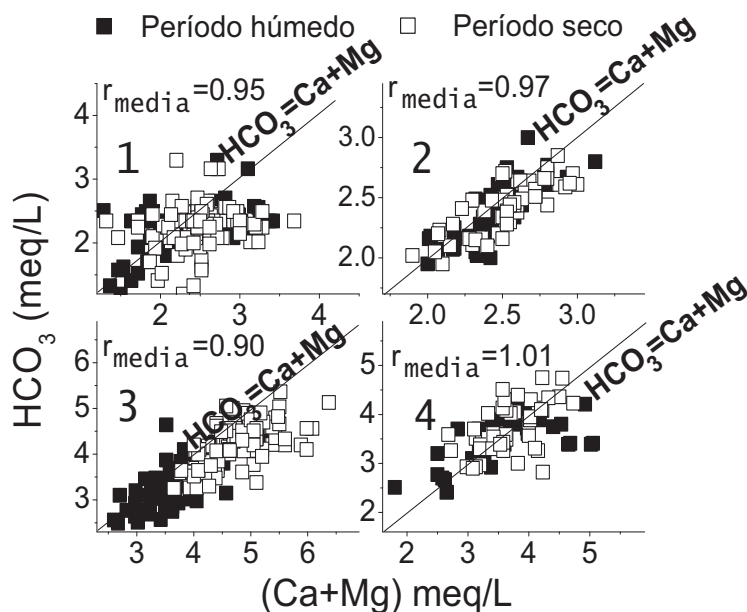


**Figura 7.2.** Composición relativa de aniones y cationes (diagrama triangular).

Muestra las concentraciones medias para aniones y cationes.

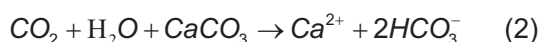
No hubo diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) al comparar los valores de las razones entre los iones para el período seco y lluvioso, en los gráficos se muestra el valor medio de la razón sin distinción de períodos. Sin embargo, se encontró diferencia

significativa ( $p < 0.05$ ) entre las concentraciones para ambos periodos en el embalse Abreus. En las Figuras 7.3, 7.5, 7.6, 7.7 y 7.8 se observó que en este embalse para el período seco se registraron las concentraciones más altas de todas las variables, provocado por la escasa dilución característica del período. El valor medio de la razón  $r = \text{HCO}_3 : (\text{Ca} + \text{Mg})$  en todos los embalses fue menor que la unidad, excepto en el embalse El Salto donde  $r$  fue ligeramente superior (Figura 7.3). Predominaron los valores de  $\text{Ca} + \text{Mg}$  superiores al  $\text{HCO}_3$  (valores por debajo de la línea 1:1), en los embalses Paso Bonito, Avilés y Abreus, lo cual indicó el predominio de la dureza permanente en las aguas de estos embalses.



**Figura 7.3.** Relación entre el contenido de  $\text{Ca} + \text{Mg}$  y el  $\text{HCO}_3$  en los cuatro embalses (1) Paso Bonito, (2) Avilés, (3) Abreus y (4) El Salto.

El lavado de silicatos y carbonatos de  $\text{Ca}$  y  $\text{Mg}$  se representa por las ecuaciones 1 y 2 (Raymahashay, 1986; Subramanian et al., 2006):



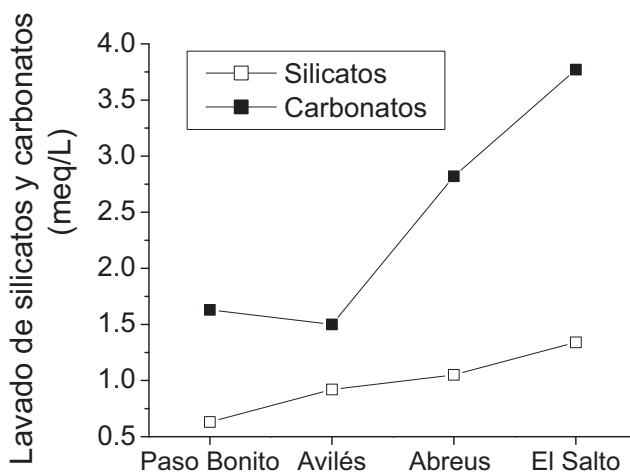
y la alcalinidad por el lavado de carbonatos y silicatos por:

$$\text{Alcalinidad}_{\text{lavado carbonato}} = 0.74 \text{ Ca}_{\text{total}} + 0.4 \text{ Mg}_{\text{total}} \quad (3)$$

$$\text{Alcalinidad}_{\text{lavado silicato}} = \text{Alc.}_{\text{total}} - \text{Alc.}_{\text{lavado carbonato}} \quad (4)$$

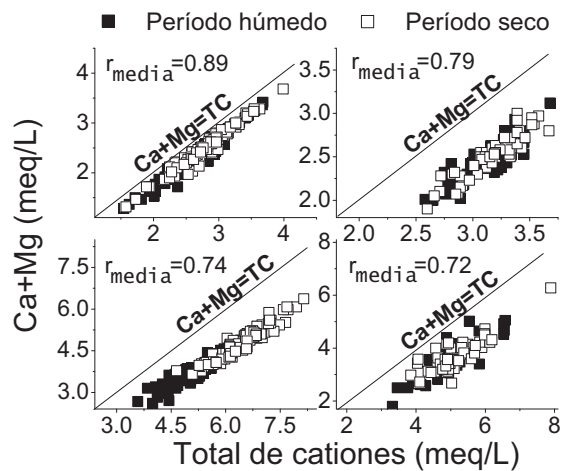
El  $\text{CO}_2$  para el lavado de silicatos proviene de la atmósfera y es el doble (según ecuación 1) del que se necesita para el de los carbonatos (ecuación 2). Sin embargo la fuente para este último puede ser la atmósfera y la descomposición de la biomasa presente en el suelo. Por esta razón el lavado de los silicatos representa un importante sumidero del  $\text{CO}_2$  atmosférico y es de especial interés en el control de sus concentraciones en la atmósfera y el océano a escala de tiempo geológico (R. A. Berner, Lasaga, & Garrels, 1983; Brady & Carrol, 1994)

Los valores de la alcalinidad producida por el lavado de carbonatos y silicatos se calcularon por medio de la ecuación (3) y (4) y se exponen en la Figura 7.4. En todos los embalses se observó que el lavado de carbonatos registró mayores aportes a la alcalinidad total que el lavado de silicatos. Los valores más altos, tanto para el lavado de carbonatos como para el lavado de silicatos, correspondieron a los embalses localizados en la cuenca del río Damují. En estos embalses se registraron las mayores diferencias entre el lavado de carbonatos y silicatos, motivados por los elevados aportes en el lavado de carbonatos.



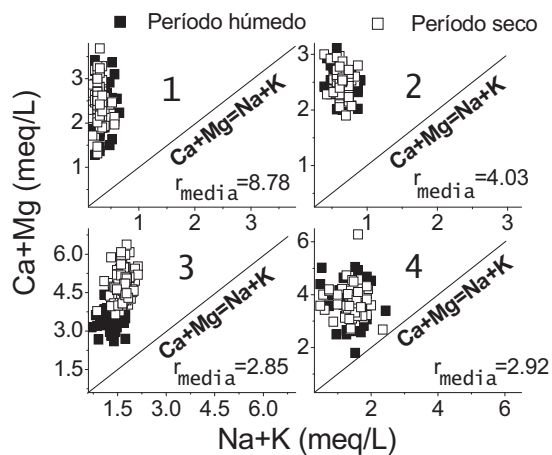
**Figura 7.4.** Lavado de carbonatos y silicatos en las cuencas de los cuatro embalses.

La elevada contribución del  $\text{Ca}+\text{Mg}$  al total de cationes (TC), en los cuatro embalses, se manifestó en los altos valores de la razón  $r = (\text{Ca}+\text{Mg}):\text{TC}$  (Figura 7.5). La mayor contribución corresponde a los embalses de la cuenca del río Arimao (Paso Bonito y Avilés).



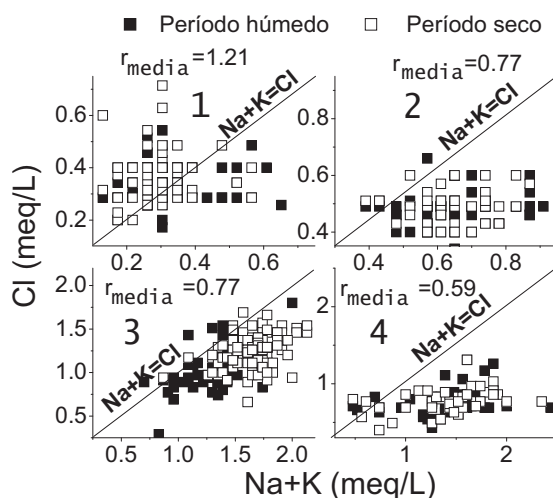
**Figura 7.5.** Relación entre el contenido de  $\text{Ca}+\text{Mg}$  y el TC en los cuatro embalses (1) Paso Bonito, (2) Avilés, (3) Abreus y (4) El Salto.

Las razones  $r = (\text{Ca}+\text{Mg}):(\text{Na}+\text{K})$  alcanzaron cifras superiores a la unidad en todos los embalses (Figura 7.6). Los valores más altos corresponden a los embalses situados en la cuenca del río Arimao y los menores a los del río Damují.



**Figura 7.6.** Relación entre el contenido de Cl y el Na+K en los cuatro embalses (1) Paso Bonito, (2) Avilés, (3) Abreus y (4) El Salto.

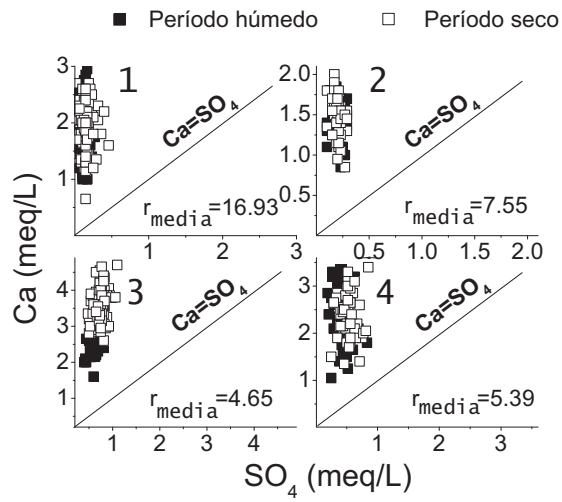
Los valores medios de la razón  $r = \text{Cl}:\text{Na}$  fueron inferiores a la unidad. En la Figura 7.7 se muestra la escasa probabilidad del aporte de la evaporita a la composición salina del agua de estos embalses. El mayor número de observaciones se localiza por debajo de la línea 1:1, lo cual infiere concentraciones de Na+K superiores al Cl. Resultó una excepción Paso Bonito, con un valor de  $r$  de 1.21 y una distribución de observaciones en su gran mayoría por encima de la línea 1:1.



**Figura 7.7.** Relación entre el contenido de Ca+Mg y Na+K en los cuatro embalses (1) Paso Bonito, (2) Avilés, (3) Abreus y (4) El Salto.

La Figura 7.8 muestra la poca relación entre los iones Ca y  $\text{SO}_4$  con valores de la razón  $r = \text{Ca}:\text{SO}_4$  mayores que la unidad. Estos valores elevados de  $r$  significan que el lavado de las rocas se realizó por parte de los cationes del ácido carbónico. Cuando esta razón es superior a la unidad, los protones del ácido sulfúrico no

pueden reemplazar a los del ácido carbónico en el lavado de las rocas (Stallard & Edmond, 1983).



**Figura 7.8.** Relación entre el contenido de Ca y SO<sub>4</sub> en los cuatro embalses (1) Paso Bonito, (2) Avilés, (3) Abreus y (4) El Salto.

**7.3.1.1. Correlaciones de los componentes mayoritarios y Análisis de Componentes Principales**

Las menores correlaciones entre los componentes mayoritarios se observaron en los embalses de la cuenca del río Arimao. (Tabla 7.2). Al establecer un orden por embalses de acuerdo al número de correlaciones observadas en cada uno de ellos, quedaron de la siguiente manera: Abreus > El Salto > Avilés > Paso Bonito. Las variables más correlacionadas fueron las de origen litofílico, mientras que las de menor correlación fueron las de origen atmofílico o antrópico y quedaron con el siguiente orden: CE > D<sub>T</sub> > Ca > HCO<sub>3</sub> > Cl > Mg > SO<sub>4</sub> > Na+K.

**Tabla 7.2.** Matriz de correlaciones de los componentes mayoritarios de los cuatro embalses. 1: Paso Bonito, 2: Avilés, 3: Abreus y 4: El Salto.



**CAPÍTULO 7 INFLUENCIA DE LOS PROCESOS NATURALES Y ANTRÓPICOS SOBRE LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA EN CUATRO EMBALSES CUBANOS**

	CE ( $\mu\text{mhos/cm}$ )	HCO <sub>3</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na+K	D <sub>T</sub>
		(mg/L)						
CE	1							
(HCO <sub>3</sub> )1	<b>.205</b>							
2	<b>.526</b>							
3	<b>.822</b>	1						
4	<b>.529</b>							
(Cl) 1	<b>.204</b>	.034						
2	.191	.239						
3	<b>.652</b>	<b>.553</b>	1					
4	<b>.397</b>	<b>.274</b>						
(SO <sub>4</sub> ) 1	-.076	-.080	.147					
2	-.189	-.142	-.112					
3	<b>.625</b>	<b>.575</b>	<b>.449</b>	1				
4	<b>.301</b>	.042	<b>.385</b>					
(Ca) 1	<b>.521</b>	<b>.240</b>	<b>.176</b>	-.122				
2	<b>.270</b>	<b>.433</b>	.172	-.022				
3	<b>.759</b>	<b>.826</b>	<b>.505</b>	<b>.621</b>	1			
4	<b>.465</b>	<b>.541</b>	.020	.109				
(Mg) 1	.088	.027	.036	.163	<b>-.215</b>			
2	.216	<b>.423</b>	.153	.071	<b>-.400</b>			
3	<b>.517</b>	<b>.466</b>	<b>.342</b>	<b>.376</b>	<b>.449</b>	1		
4	<b>.384</b>	<b>.409</b>	.172	.209	.137			
(Na+K) 1	.066	-.019	.074	.092	-.103	-.051		
2	.004	.160	.138	-.035	-.097	-.188		
3	<b>.782</b>	<b>.824</b>	<b>.522</b>	<b>.620</b>	<b>.958</b>	<b>.677</b>	1	
4	.135	.059	<b>.401</b>	<b>.275</b>	-.207	-.149		
(D <sub>T</sub> ) 1	<b>.509</b>	.087	<b>.216</b>	-.032	<b>.663</b>	.222	-.146	
2	<b>.442</b>	<b>.779</b>	<b>.299</b>	.039	<b>.534</b>	<b>.555</b>	.250	

3	.651	.632	.577	.500	.967	.383	.586	1
4	.544	.652	.167	.187	.736	.714	-.195	

La alta correlación entre los componentes mayoritarios en los embalses Abreus y El Salto permitió la aplicación del análisis de componentes principales (ACP), lo cual permitió extraer la información subyacente en la base de datos.

#### Aplicación del ACP en el embalse Abreus

En el análisis factorial la única componente con valor propio mayor que uno, explicó el 66.07 % de la varianza total y fue nominado como el factor *mineralización de las aguas del embalse*. Todas las variables mostraron altas correlaciones con la mineralización (Tabla 7.3), lo cual permitió evaluar la tendencia y la estacionalidad a la nueva variable identificada con la dilución de los componentes mayoritarios durante el período lluvioso. Esta nueva variable registró diferencias significativas entre el período seco y lluvioso.

**Tabla 7.3.** Factor de carga de los componentes mayoritarios del Embalse Abreus para el único componente extraído en el análisis de componentes principales.

Variables		Factor 1	
<u>Embalse El</u> La del ACP apropiada reducción Se	D <sub>T</sub>	0.932	<u>Salto</u> aplicación resultó para la de datos. obtuvieron
	CE	0.905	
	Ca	0.896	
	HCO <sub>3</sub>	0.894	
	Na+K	0.752	
	SO <sub>4</sub>	0.733	
	Cl	0.701	
	Mg	0.635	

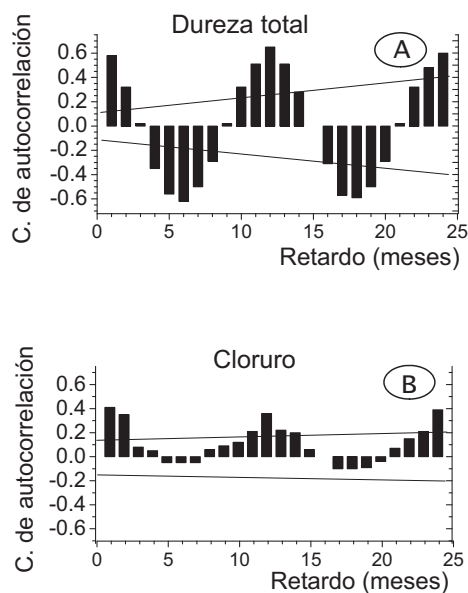
dos factores que explican el 58.93% de la varianza total de los datos evaluados, valor adecuado para estudios de calidad del agua. El primero es el que más aporta a la varianza total de los datos con un 37.5% y agrupa a las variables CE, HCO<sub>3</sub>, Ca, Mg y DT. Es nominado como *el aporte del lavado de la roca a la calidad química del agua* y en la matriz de componentes se pueden observar las correlaciones de cada una de las variables con el factor. El segundo factor, explica el 21.4% de la varianza total y agrupa a las variables Cl, SO<sub>4</sub> y Na+K, y es designado como *el aporte atmosférico y antrópico a la calidad química del agua* (Tabla 7.4). Las dos nuevas variables originadas no mostraron diferencias significativas entre los valores correspondientes al período seco y lluvioso. La obtención de estas nuevas variables permitió evaluar las tendencias de los procesos lavado de la roca y aportes atmosférico y antrópico en el Capítulo 8.

**Tabla 7.4.** Factores de carga de los componentes mayoritarios en el embalse El Salto para los dos primeros ejes.

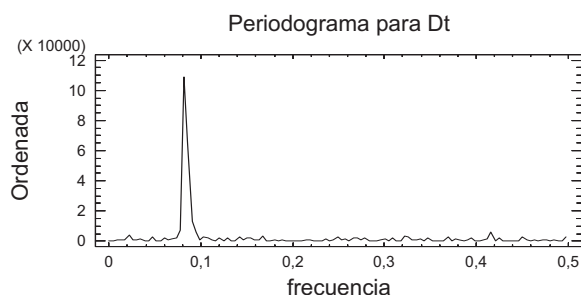
	Factor 1	Factor 2
CE	<b>.809</b>	.095
HCO <sub>3</sub>	<b>.758</b>	-.179
Cl	.491	<b>.642</b>
SO <sub>4</sub>	.332	<b>.593</b>
Ca	<b>.633</b>	-.506
Mg	<b>.507</b>	.093
Na+K	.155	<b>.725</b>
D <sub>T</sub>	<b>.861</b>	-.340

#### **7.3.1.2. Evaluación del comportamiento estacional de los componentes mayoritarios y de las nuevas variables surgidas de la aplicación del ACP**

En los embalses Paso Bonito, Avilés y El Salto no se registró comportamiento estacional significativo en ninguna de las variables. En el embalse Abreus tanto los componentes mayoritarios como la mineralización registraron estacionalidad, según la significación estadística del coeficiente de autocorrelación de orden 12 del correlograma (Figura 7.9 A y 7.9 B) y el valor prominente en la frecuencia 0.08, equivalente a un período de 12 meses mostrado en el periodograma de la serie (Figura 7.10). La mineralización (variable surgida de la aplicación del ACP) mostró un comportamiento estacional bien definido, similar al patrón seguido por los componentes mayoritarios representados en la Figura 7.9 A y Figura 7.10.



**Figura 7.9.** Autocorrelaciones estimadas para los componentes mayoritarios. A: Autocorrelaciones para la dureza total. Figuras similares se obtuvieron para el resto de las variables, incluyendo la mineralización y exceptuando los Cl. B: Autocorrelaciones para los cloruros.

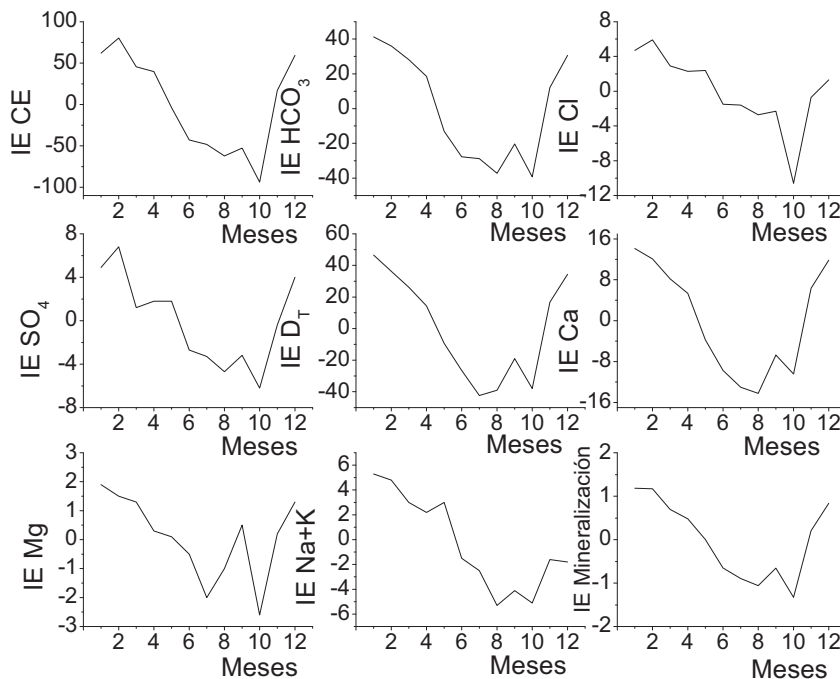


**Figura 7.10.** Periodograma para la  $D_T$ . Figuras similares fueron obtenidas para el resto de las variables, incluyendo la mineralización.

La Figura 7.9 A muestra los coeficientes de autocorrelación de la serie de la variable  $D_T$  respecto al tiempo de retardo en meses. La misma mostró una autocorrelación significativa y periódica que alcanza un máximo con signo negativo para un retardo de 6 y con signo positivo para un retardo de 12; esto significa que cada 6 meses la dureza total alterna los valores de máximos y mínimos y cada 12 meses los valores se correlacionan de forma positiva. Este patrón es similar para el resto de las variables, excepto los Cl que solo registraron un coeficiente de autocorrelación de orden 12 (Figura 7.9 B) lo cual significa que los valores se repitieron solo al transcurrir un año y no en los seis meses como en el resto de las variables.

Mediante la determinación de los índices estacionales se determinó la magnitud por exceso o por defecto de la media de los valores mensuales, respecto a la media general para cada una de las variables estudiadas.

El comportamiento de estos índices en los diferentes meses del año fue similar para la mayoría de las variables, los valores más altos se registraron en el mes de enero, excepto Cl,  $SO_4$  y CE que registraron un máximo en febrero, con una disminución gradual hasta julio o agosto, un aumento en septiembre, con un registro mínimo en octubre y un brusco aumento en los meses posteriores (Figura 7.11).



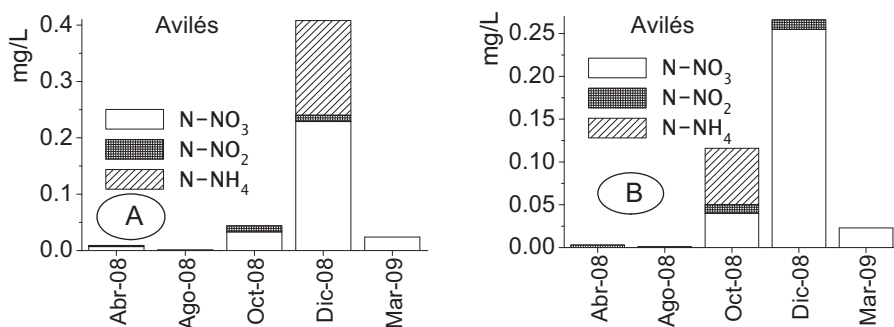
**Figura 7.11.** Variación anual de los índices estacionales de los componentes mayoritarios y la mineralización.

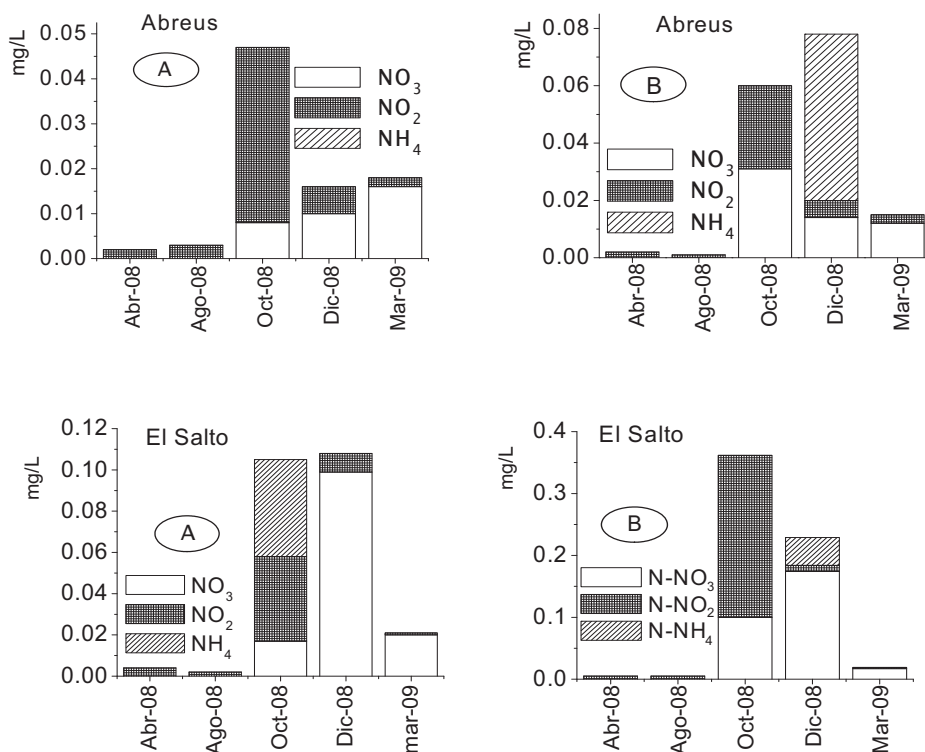
Los índices estacionales para el factor *mineralización* se muestran en la Figura 7.11 y siguieron el mismo patrón observado en las demás variables analizadas en la serie temporal.

La variabilidad de los índices estacionales de las variables estudiadas (incluyendo la “mineralización”), permitió diferenciar dos períodos de tiempo: junio-octubre con valores negativos de los índices y noviembre-mayo con valores positivos (Figura 7.11). Para verificar estas diferencias entre ambos períodos se comparó el valor registrado por cada variable en cada período y también se encontró diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre períodos.

### 7.3.2. Nutrientes y estado trófico

En la Figura 7.12 se muestran las concentraciones el  $Ni_T$  compuesta por las fracciones de  $N-NO_3$ ,  $N-NO_2$  y  $N-NH_4$  en cada mes muestreado en ambos puntos de muestreo. Las concentraciones más bajas de  $Ni_T$  se registraron en el embalse Abreus, tanto en la superficie como en la profundidad del punto de toma. Todos los valores fueron inferiores a 0.078 mg/L. Las concentraciones más altas se registraron en el embalse Avilés en la superficie del punto de toma y en El Salto en la profundidad del punto de toma con concentraciones inferiores a 0.410 mg/L. El  $N-NO_2$  siempre fue cuantificado aunque en repetidas ocasiones las concentraciones fueron bajas (0.001 mg/L). El  $N-NO_3$  no se cuantificó en ningún embalse durante los meses de abril y agosto, coincidiendo con los registros más bajos del  $Ni_T$ , que en estos meses fue cuantificado únicamente en forma de  $N-NO_2$ . El  $N-NH_4$  solo se registró en los meses de octubre y diciembre, que coincidieron con el final del verano y el comienzo del invierno en Cuba.





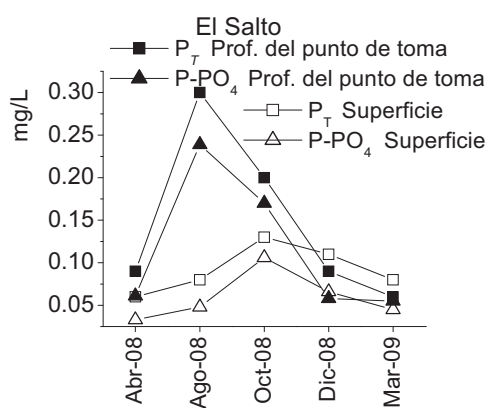
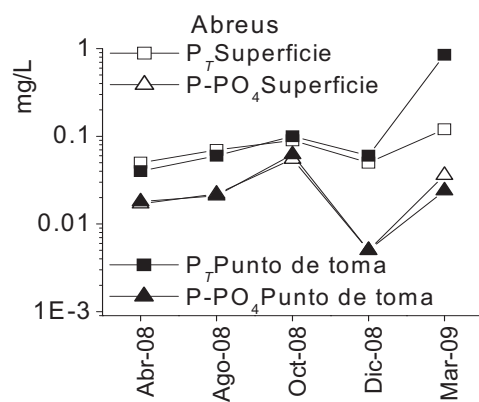
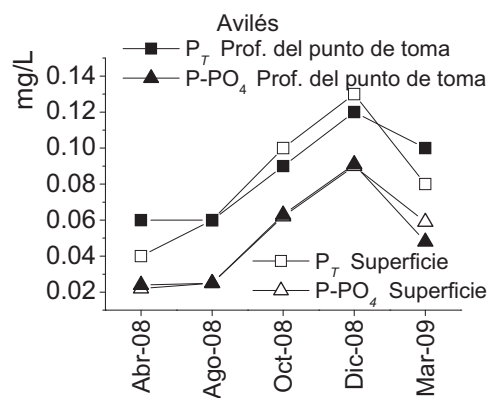
**Figura 7.12.** Composición del nitrógeno inorgánico total en los embalses Avilés, Abreus y El Salto. A: superficie del punto de toma y B: profundidad del punto de toma.

Las concentraciones de  $P_T$  y  $P-PO_4$  en los cuatro embalses fueron similares en la superficie y profundidad del punto de toma, sin diferencias significativas ( $p > 0,05$ ). Fue una excepción el muestreo de agosto de 2008 en el embalse El Salto cuando se registraron valores muy altos del  $P_T$  a la profundidad del punto de toma (0.300 mg/L). En general las concentraciones de ambas variables estuvieron altas. El valor más bajo de  $P_T$  fue de 0.040 mg/L y se registró en el embalse Avilés en la superficie del punto de toma y en Abreus en la profundidad del punto de toma, ambos en abril de 2008. Los valores más bajos de  $P_T$  se registraron en el embalse Avilés y los más altos en el embalse El Salto, excepto un registro ocurrido en



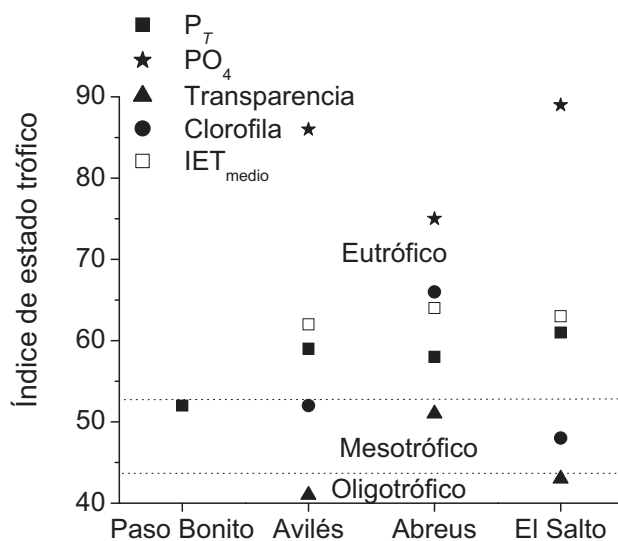
marzo de 2009 de 0.859 mg/L, el cual coincidió con el florecimiento de cianoprocariotas registrado (Comas, 2009).

Las concentraciones más bajas de  $P-PO_4$  de forma general se observaron en el embalse Abreus y el mínimo fue de 0.005 mg/L. Las concentraciones más altas de esta variable se registraron en el embalse El Salto. En la Figura 7.13 se muestra el ciclo del fósforo en los embalses Avilés, Abreus y El Salto.



**Figura 7.13.** Concentraciones de fósforo total y fósforo de ortofosfato en ambos puntos de muestreo en los embalses Avilés, Abreus y El Salto.

El IET calculado según el criterio de Carlson (Carlson, 1977) modificado (Toledo et al., 1983), en los cuatro embalses predominó la eutrofia y sus valores más altos correspondieron al  $PO_4$  y  $P_T$ . Fue una excepción el embalse Paso Bonito en febrero de 2007, cuando se registraron concentraciones de fósforo inferiores al límite de cuantificación (0.013 mg/L). Este embalse registró una alta variabilidad del índice durante el período estudiado, con valores desde la oligotrofia hasta la eutrofia. En el resto de los embalses las concentraciones de  $P_T$  y  $PO_4$  fueron elevadas, lo cual determinó la clasificación trófica (eutrofia) de las aguas embalsadas. Las concentraciones de clorofila *a* clasificaron a los embalses Avilés y El Salto como mesotrófico y Abreus como eutrófico, mientras que la transparencia clasificó al embalse Abreus como mesotrófico y a El Salto y Avilés como oligotrófico (Figura 7.14).



**Figura 7.14.** Índice del estado trófico medio de las variables  $P_T$ ,  $PO_4$ , transparencia y clorofila *a*. El índice del estado trófico calculado con el promedio

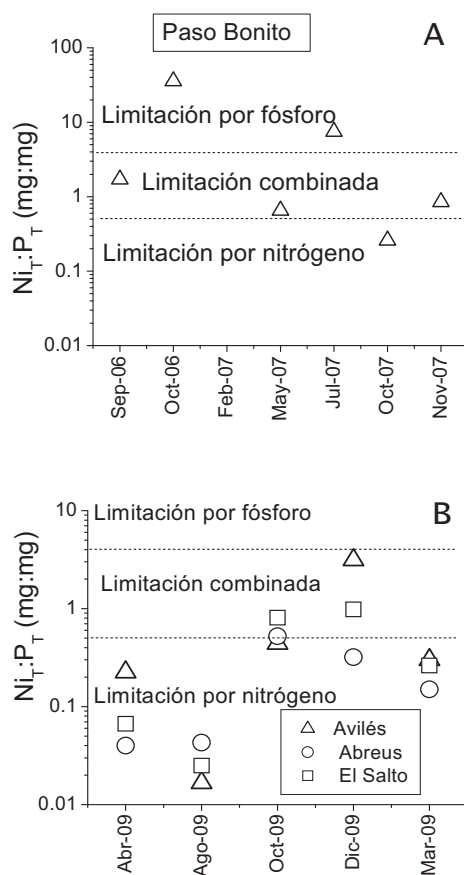
de todas las variables se identifica como  $IET_{medio}$  y se graficó con el cuadrado sin relleno. Las líneas de puntos separan los límites del estado trófico.

El embalse Abreus tuvo un uso más eficiente de los nutrientes en la producción de biomasa seguido de Avilés y el Salto, lo cual quedó demostrado con el valor de las razones  $Clf\ a : P_T$  y  $Clf\ a : N_T$  (Tabla 7.5). En el mes de marzo de 2009 se registró la mayor eficiencia en el embalse Avilés y coincidió con la ocurrencia de un florecimiento de cianoprocariotas en este embalse y en Abreus, según las observaciones realizadas (Comas, 2009).

**Tabla 7.5** Relación entre clorofila *a* y nutrientes en los embalses Avilés, Abreus y El Salto.

	Avilés				Abreus				El Salto			
	Oct-08	Dic-08	Mar-09	Promedio	Oct-08	Dic-08	Mar-09	Promedio	Oct-08	Dic-08	Mar-09	Promedio
$Clf\ a : P_T$	0.049	0.023	0.612	0.228	0.463	0.624	0.279	0.456	0.034	0.095	0.059	0.063
$Clf\ a : N_T$	0.111	0.007	2.038	0.719	0.887	1.951	1.862	1.57	0.042	0.096	0.224	0.121

En los acuatorios Avilés, Abreus y El Salto predominó la limitación por nitrógeno. En el mes de diciembre se registraron los valores más altos de la razón y en agosto los más bajos (Figura 7.15). En Paso Bonito predominó la limitación combinada y fue el único embalse donde se observó la limitación por fósforo.



**Figura 7.15.** Relaciones entre el nitrógeno inorgánico y el fósforo total. Las líneas horizontales indican niveles de la razón de  $Ni_T$  y  $P_T$  sugeridos por Morris y Lewis (Morris & Lewis, 1988) para diferenciar entre limitación por nitrógeno o fósforo para el fitoplancton.

#### 7.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Los resultados relacionados con el embalse Paso Bonito se discutieron en el Capítulo 5.

Los valores más elevados de la salinidad en los embalses Abreus y El Salto respecto a Avilés y Paso Bonito están relacionados con la génesis de las rocas donde yacen las cuencas que alimentan dichos embalses. En las cuencas de

Abreus y El Salto predominan las rocas sedimentarias, que son más vulnerables a los procesos de meteorización (Bruhns & Randohr, 1968). En las cuencas de Avilés y Paso Bonito, predominan las rocas ígneas que por su dureza son más resistentes a los procesos de meteorización, lo cual justifica los valores más bajos de su salinidad.

Las similitudes obtenidas en el ANOVA para los embalses Abreus y El Salto también se relacionaron con la semejanza en la geología de sus cuencas. Las similares concentraciones de Mg en los embalses Avilés y Abreus (a pesar del primero tener menor contenido salino), pudo relacionarse con la presencia en la cuenca de Avilés de anfíboles. Según la clasificación internacional, en la composición de este tipo de roca predomina el Mg (Leake et al., 1997).

Los resultados de la razón  $\text{HCO}_3:(\text{Ca}+\text{Mg})$  demostraron que en el embalse El Salto la dureza del agua fue temporal, mientras que en los demás se registró dureza temporal y permanente. Cuando esta razón es cercana a la unidad indica la ocurrencia del lavado de carbonatos (Sarin, Krishnaswami, Dilli, Somayajulu, & Moore, 1989). Valores superiores de  $\text{Ca}+\text{Mg}$  respecto al bicarbonato indican la ocurrencia del lavado de silicatos en la cuenca (Subramanian et al., 2006), similar a lo ocurrido en los embalses Avilés y Abreus. La ubicación de las observaciones próximas a los vértices del  $\text{HCO}_3$  y el Ca en el diagrama triangular también corroboró el aporte del lavado de carbonatos a la mineralización del agua en los cuatro embalses.

Los altos valores de las razones  $(\text{Ca}+\text{Mg}):\text{TC}$ ,  $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}):(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})$ , confirmaron el lavado de carbonatos y silicatos en las cuatro cuencas. Para la cuenca del río Damují el lavado de los silicatos fue mayor (Figura 7.4), en correspondencia con su geología. Resultados similares se obtuvieron en una cuenca caracterizada por la presencia de basaltos (silicatos) y carbonatos (Jha et al., 2009).

Resulta interesante comparar los resultados de estas razones con los obtenidos en el cálculo según las ecuaciones (1) y (2). De acuerdo a las razones anteriores el lavado de carbonatos fue superior en los embalses Paso Bonito y Avilés, sin embargo según los resultados obtenidos por las ecuaciones (1) y (2) el lavado de carbonatos arrojó valores más altos de alcalinidad en los embalses Abreus y El

Salto. Esta aparente contradicción se puede explicar por las concentraciones superiores de Na+K en los embalses Abreus y El Salto respecto a Paso Bonito y Avilés, cuestión que también se refleja en los diagramas de Gibbs y triangular. Se considera que el Ca y el Mg presentes en el agua se deben al lavado de carbonatos, silicatos y evaporitas y el Na, al lavado de evaporitas y silicatos (Meybeck, 1987).

El Na, además de los silicatos como se mencionó anteriormente, puede provenir de la atmósfera (Gao et al., 2009; Jha et al., 2009), de las actividades antrópicas (Das et al., 2005; Krishnaswami & Singh, 2005) y del lavado de la evaporita. Aguas que discurren por evaporitas se caracterizan por valores muy bajos de la razón (Ca+Mg):(Na+K), como el valor medio obtenido (0.89) en diversos ríos alrededor del desierto de Takla Makan en China (Zhu & Yang, 2007). El lavado de esta roca se corresponde con una ubicación de los aniones próxima a los vértices Cl y SO<sub>4</sub> en el diagrama triangular (Baca & Threlkeld, 2000). Tanto el valor de esta razón, como los resultados del diagrama triangular indicaron la escasa probabilidad del lavado de la evaporita en las cuencas. Así, el origen de las concentraciones de Na+K superiores en los embalses Abreus y El Salto pueden ser atmosférico o antrópico, corroborado por los resultados del ACP obtenidos en el embalse El Salto.

Las altas concentraciones de P<sub>T</sub> en las aguas de los embalses se deben a la presencia en su cuenca de fuentes de contaminación que producen residuos ricos en fósforo como los desechos de la cría de ganado y de los asentamientos humanos. Los valores más elevados de esta variable en los embalses de la cuenca del río Damuji, así como las concentraciones superiores de Na, se relacionó con un impacto antrópico superior a los embalses de la cuenca del río Arimao. Estos resultados también son reforzados con el diagnóstico ambiental realizado en estas cuencas donde se pudo constatar un mayor número de fuentes de contaminación con mayor proximidad a los embalses.

Los altos valores de fósforo registrados en los embalses Abreus y El Salto (media de 64 y 47 µg/L respectivamente) se alcanzaron a pesar de las altas

concentraciones de Ca en el agua, especie química que puede limitar las concentraciones de fósforo en solución y afectar su ciclo biogeoquímico. Concentraciones de Ca cercanas a 40 mg/L limitan fuertemente las concentraciones de P soluble, manteniéndolas en bajos niveles debido a su reactividad con estos cationes (Margalef, Mir, & Estrada, 1982). Además se ha propuesto que la precipitación del fosfato con el  $\text{CaCO}_3$  es el principal mecanismo que controla su solubilidad en aguas duras previniendo la eutrofización (Estrada, 1978).

Diversos estudios han confirmado la prevalencia del enlace del Ca con el ortofosfato en aguas procedentes de zonas cársicas (López y Morguá 1993, Y. J. Chen & Wu, 2007), convirtiéndose el P en el nutriente limitante de este tipo de agua (Fourqurean, Jones, & Zieman, 1993). Los resultados obtenidos en este estudio indicaron la existencia de procesos que limitaron la formación del enlace del fósforo con el Ca y su precipitación a los sedimentos.

El uso más eficiente de los nutrientes en la generación de biomasa en el embalse Abreus y en Avilés en el mes de marzo de 2009 se relacionó con la presencia de las altas concentraciones de cianoprocariotas encontradas (Comas, 2009). El nitrógeno atmosférico puede ser fijado por las cianobacterias, y explicar así los altos valores de clorofila *a* encontrados, a pesar de la limitación por nitrógeno existente en este ecosistema (Wetzel, 1975).

La más baja eficiencia del aprovechamiento de nutrientes en el embalse El Salto pudo ocurrir por otras causas ajenas a las concentraciones de nutrientes. Cuando  $\text{IET (P}_7\text{)} > \text{IET (Clorofila } a\text{)} = \text{IET (DS)}$ , como ocurre en este embalse, existe suficiente luz para el desarrollo fitoplanctónico, pero ocurre limitación por otros factores como el alto consumo del fitoplancton por el zooplancton, el efecto de sustancia tóxica o la limitación por nitrógeno (Osgood, 1983).

Se ha señalado que los nutrientes son causa de la eutrofización de las aguas y no consecuencia y se convierten en variables imprevisibles por su carácter alóctono (Parinet, Lhote, & Legube, 2004). Además, pueden existir regiones donde las aguas contengan elevadas concentraciones de nutrientes, sin llegar a alcanzar altos niveles tróficos (W. K. Dodds, 2007).



Por tanto puede plantearse que el poco desarrollo fitoplanctónico en el agua del embalse El Salto en relación a los altos niveles de P encontrados fue consecuencia de la incidencia de varios factores: limitación por nitrógeno, bajos niveles de P disuelto y una presión de herbivoría superior a la tasa bruta de crecimiento del fitoplancton. Este embalse tiene un mayor uso acuícola, que el resto de los embalses estudiados, lo cual podía contribuir a un mayor consumo del fitoplancton.

En el embalse Avilés tampoco existió correspondencia entre los valores de  $P_T$  y clorofila a para los muestreos de octubre y diciembre de 2008. Esto se relacionó con la limitación de nitrógeno y la hidrodinámica del embalse. Constituyeron una excepción los resultados obtenidos en el mes de marzo de 2009, cuando ocurrió un florecimiento de cianobacterias (Comas, 2009).

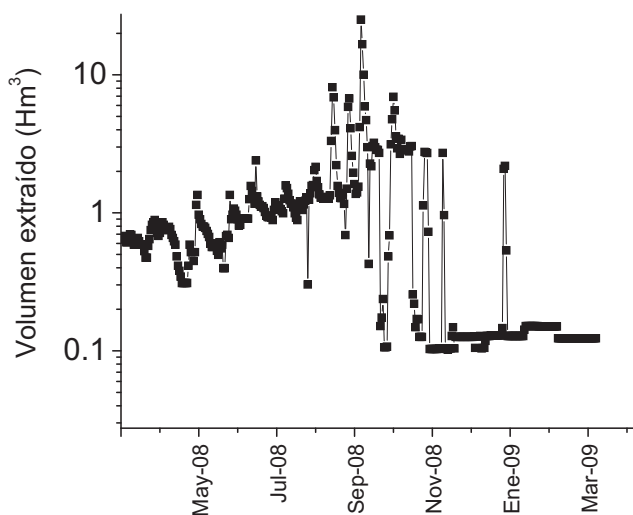
El nitrógeno amoniacal encontrado en la profundidad del punto de toma en el mes de octubre, se debió a su acumulación en el fondo producto a su liberación desde los sedimentos como consecuencia de la estratificación del embalse. Este proceso es ampliamente reportado por varios autores en otros embalses y lagos de diferentes localidades (M.W. Beutel, Horne et al., 2008; Burger, Hamilton, & Pilditch, 2008; Jeppesen et al., 2005; Krishnaswami & Singh, 2005; Marsden, 1989; Sondergaard et al., 2003), tanto tropicales como templadas. La aparición de esta especie nitrogenada se relaciona con procesos de descomposición orgánica en el hipolimnio de embalses eutróficos (González et al., 2004; Pasche et al., 2009; Wetzel, 1975).

Los nutrientes liberados y acumulados en los estratos más profundos, son trasladados hasta la superficie por la mezcla producida con la llegada del invierno y justifica la elevada concentración del  $Ni_T$  encontrada en la superficie en el mes de diciembre.

Con el transcurrir del invierno, en diciembre, y la respectiva mezcla en la columna de agua ocurrió el enriquecimiento del nutriente que estaba limitando el desarrollo fitoplanctónico. El aumento de las concentraciones de  $Ni_T$  ocurrido en diciembre,

unido al cese de la circulación vertical con la llegada de la primavera, contribuyó al florecimiento de cianobacterias mencionado anteriormente.

Otro aspecto a considerar fue la cantidad de agua extraída durante los tres meses antes del muestreo realizado en marzo de 2009. El valor medio extraído en esa etapa fue de  $0.1341 \text{ hm}^3$ , sin registrar picos, mientras que en la etapa coincidente con el resto de los muestreos el valor medio fue de  $1.1401 \text{ hm}^3$  con picos de hasta  $8.1330 \text{ hm}^3$  (Figura 7.16).



**Figura 7.16.** Volumen de agua extraído en el embalse Avilés desde los quince días anteriores al primer muestreo hasta el día que se realizó el último muestreo.

El patrón de circulación de los embalses y lagos influye en sus características tróficas (González et al., 2004; W. C. Wang, 1975; N. T. Williams, 2007) y en este caso, también pudo contribuir al florecimiento de cianobacteria observado en el mes de marzo de 2009.

Un estudio realizado por Morris y Lewis (Morris & Lewis, 1988) reveló que la relación entre el nitrógeno inorgánico disuelto y el  $P_T$  es el mejor índice para explicar el nutriente limitante del desarrollo fitoplanctónico. Estos autores propusieron que las aguas interiores con valores de la razón inferiores a 0.5 están

limitadas por nitrógeno, entre 0.5 y 4 por ambos nutrientes, y superiores a 4 por fósforo.

Las concentraciones de nitrógeno inorgánico relativamente bajas en relación al fósforo en los embalses es probable fuera provocada por la pérdida de nitrógeno por procesos de desnitrificación, la desnitrificación depende de la presencia de altas concentraciones de nitrato, carbono orgánico lábil y anoxia (Heffernan & Cohen, 2010). Estas condiciones pueden estar presentes en estos embalses si se considera el tipo y número de fuentes de contaminación ubicadas en sus cuencas. Los valores límites de la razón para los meses de agosto y diciembre (mínimo y máximo respectivamente) se relacionaron con las temperaturas características de estos meses y el criterio planteado por Weyhenmeyer y colaboradores (Weyhenmeyer et al., 2007) quienes señalaron que el proceso de desnitrificación se intensifica con el aumento de las temperaturas. A los valores mínimos de la razón le correspondieron los valores más bajos del  $Ni_T$  y para los valores más altos de la razón se relacionaron (de forma predominante) las concentraciones más altas.

## **7.5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO**

El análisis de los componentes mayoritarios durante la etapa estudiada reveló que el agua de los embalses Abreus y El Salto fue muy dura y medianamente salina mientras que en Paso Bonito y Avilés resultó dura y ligeramente salina. Las mayores similitudes, según el ANOVA, fueron para los embalses El Salto y Abreus. Este último fue el único que manifestó diferencias significativas entre las concentraciones medidas en el período húmedo y seco.

La composición química del agua en los cuatro embalses estuvo determinada por procesos de meteorización de carbonatos y silicatos, en correspondencia con la geología de las cuencas. El lavado de silicatos resultó mayor en los embalses de la cuenca del río Damují. Estos procesos fueron similares en los períodos húmedo y seco.

La antropización se manifestó en las altas concentraciones de Na encontradas en los embalses Abreus y El Salto y en la eutrofización de sus aguas. En los embalses Avilés, Abreus y El Salto, predominó la eutrofia, con limitación de nitrógeno para el desarrollo fitoplanctónico. La limitación por fósforo detectada en embalse Paso Bonito en febrero de 2006, se relacionó con las altas concentraciones de Fe y el patrón de distribución de OD y de temperatura.

## CAPÍTULO 8. TENDENCIA DE LOS COMPONENTES MAYORITARIOS EN LOS EMBALSES PASO BONITO, AVILÉS, ABREUS Y EL SALTO

Información enviada a la revista *Limnetica*.

Carmen Betancourt, Roberto Suárez, Eduardo R. Concepción\_ y Henry Herrera. Tendencia de los componentes mayoritarios del agua de cuatro embalses en el centro-sur cubano, durante la etapa 1986-2005.

### 8.1. INTRODUCCIÓN

La variada distribución geográfica de los embalses, así como su sensibilidad a los cambios ambientales, los convierte en objeto de investigación para esclarecer vacíos del conocimiento. Su estudio permite obtener información integrada sobre los cambios en el paisaje y la atmósfera (Carpenter et al., 2007; Pham et al., 2008; Williamson et al., 2008) e intervienen además en el balance global del carbono (Cole et al., 2007; Finlay et al., 2009; Lerman, Wu, & Mackenzie, 2007; St.Louis, Kelly, Duchemin, Rudd, & Rosemberg, 2000; Williamson, Saros, & Schindler, 2009). Los sedimentos acumulados guardan información sobre los cambios ocurridos en su cuenca y en el propio ecosistema acuático (Cohen, 2003; Smol, 2008; Williamson, Saros, Vincent et al., 2009).

La investigación de la calidad de las aguas, en relación con el cambio climático, se incluye entre las principales necesidades de investigación, actualmente inexistente en algunas regiones del mundo (Álvarez, Catalán, & García, 2006). También constituye una necesidad para un correcto uso y manejo del recurso.

El estudio de la tendencia de variables relacionadas con la calidad del agua, revela información acerca de variaciones y cambios químicos y biológicos en el tiempo. Existen diferentes herramientas estadísticas para el cálculo de la tendencia (Shumway & Dtoffer, 2006; Wei, 2005). La prueba no paramétrica de Mann-Kendall (Kendall, 1975; Mann, 1945), se ha empleado en estudios de calidad del agua (Chang, 2008; Figueroa, 2007), pero no es aplicable para base de datos con estacionalidad. Para eliminar el efecto de la estacionalidad y de la autocorrelación de valores se emplea la prueba de Mann-Kendall estacional.

Las variaciones en la salinización de los embalses reflejan cambios continuos entre la cuenca, la atmósfera y los sedimentos y pueden constituir un medidor de los cambios ambientales (Viney & Sivapalan, 1996). Estas variaciones a largo plazo puede tener un origen antropogénico (Williams, 2001), por cambios en el uso del suelo (Doerr *et al.*, 1994) y por actividades operacionales (Rimmer, 2003). Este trabajo estuvo dirigido a evaluar las tendencias de los componentes mayoritarios en cuatro embalses cubanos, ubicados en cuencas con diferentes características, para aportar un conocimiento básico de referencia en un ecotipo tropical.

En el embalse Paso Bonito ubicado en la zona montañosa se observó tendencia significativa al aumento, mientras que en los embalses Avilés, Abreus y El Salto se registró disminución en el tiempo. Tanto el aumento, como la disminución en las tendencias fueron relacionados con actividades antrópicas.

## **8.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **8.2.1. Algunos apuntes sobre las áreas de estudio**

Los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto son los de mayor importancia socioeconómica en la provincia de Cienfuegos, en el Centro Sur de Cuba (Figura 2.3). Sus principales usos son la agricultura, la pesca y el consumo industrial y humano.

Estudios recientes (IGT, 2008), revelaron la presencia de una zona cárstica con abundantes surgencias que alimentan al embalse Paso Bonito. El 52 % de las mediciones de fósforo total clasificó a este embalse como eutrófico.

La alta correlación entre los iones mayores en el embalse Abreus permitió la aplicación del análisis de componentes principales (ACP), lo que originó una nueva variable, denominada *mineralización*. Tanto los iones mayores como la mineralización mostraron estacionalidad según los resultados del correlograma y el periodograma.

La aplicación del ACP a los iones mayores en el embalse El Salto originó dos nuevas variables que se denominaron *el aporte del lavado de la roca a la calidad*

*química del agua y el aporte atmosférico y antrópico a la calidad química del agua.*

Ninguna variable mostró estacionalidad.

Algunas características de los embalses se muestran en la Tabla 2.2

### 8.2.2. Muestreo y ensayos

Los datos de las series temporales corresponden con la etapa 1986-2005 y proceden de la Red de Calidad de las Aguas de la Empresa de Aprovechamiento Hidráulico de Cienfuegos. Incluyen la conductividad eléctrica (CE), la dureza total ( $D_T$ ) y los iones bicarbonato ( $\text{HCO}_3$ ), cloruro (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4$ ), Ca, magnesio (Mg), sodio más potasio (Na+K). En el embalse Abreus la etapa evaluada fue 1987-2005.

En los embalses Abreus y Paso Bonito los muestreos fueron mensuales y en Avilés y El Salto, trimestrales. El Ca y Mg se determinaron por volumetría con ácido etilendiamintetracético. El Na y K en algunas etapas del estudio se determinaron por fotometría de llama y en otras por diferencia con el resto de los cationes. El Cl y  $\text{HCO}_3$  por volumetría con soluciones diluidas de nitrato de plata, y ácido sulfúrico respectivamente. El  $\text{SO}_4$  por el método turbidimétrico, con cloruro de bario. En todos los ensayos se utilizaron muestras sin filtrar, recolectadas en el punto de toma de cada embalse.

Los datos de lluvia en la cuenca de los embalse Paso Bonito, Abreus y El Salto correspondieron a la misma etapa de los ensayos físico-químicos. Para el embalse Avilés solo se dispuso de los datos durante la etapa 1986-1999.

### 8.2.3. Análisis de datos

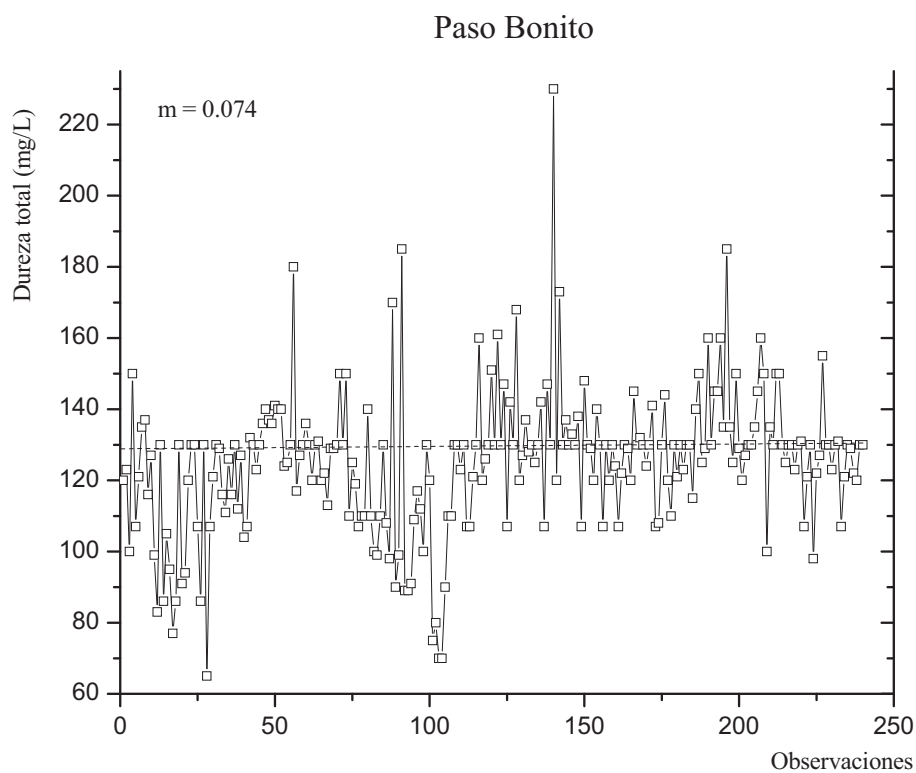
Se empleó la prueba de Mann-Kendall estacional para evaluar las tendencias en las series temporal de la CE, la  $D_T$  y los iones mayores en los cuatro embalses. Una de las bondades de esta prueba consiste en que no es necesario asumir ninguna distribución de los datos, permite manejar los datos ausentes y asume el de que no existe estacionalidad y autocorrelación (Hirsch & Slack, 1984; Hirsch et al., 1982). También permite el cálculo de la pendiente de la regresión lineal de

cada variable sin la influencia de los valores extremos (Bouza-Deaño, Ternero-Rodríguez, & Fernández-Espinoza, 2004). Cuando la tendencia fue significativa ( $p < 0.05$ ) se determinó su magnitud por el estimador de Sen (Sen, 1968). Las tendencias significativas ( $p < 0.05$ ) se graficaron y se expusieron en cada gráfico la ecuación correspondiente y el valor calculado para cada pendiente. Las correlaciones entre la lluvia y el resto de las variables se determinaron por el método de Pearson.

### **8.3. RESULTADOS**

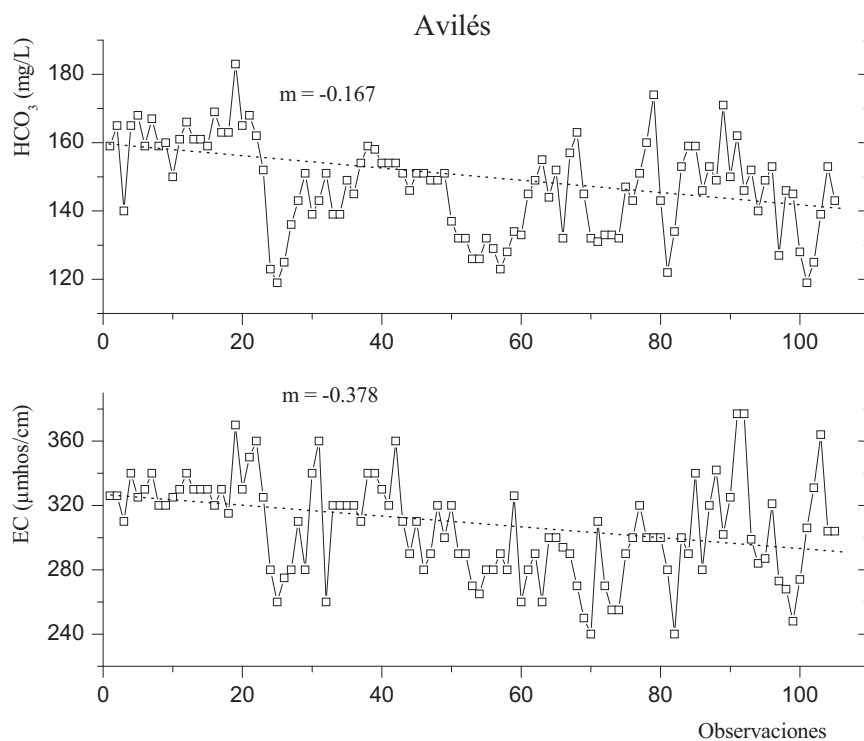
El único embalse que mostró tendencia significativa al incremento fue Paso Bonito. La variable incrementada en el tiempo fue la  $D_T$  (Figura 8.1), el resto de las variables estudiadas en este embalse no mostraron tendencias.





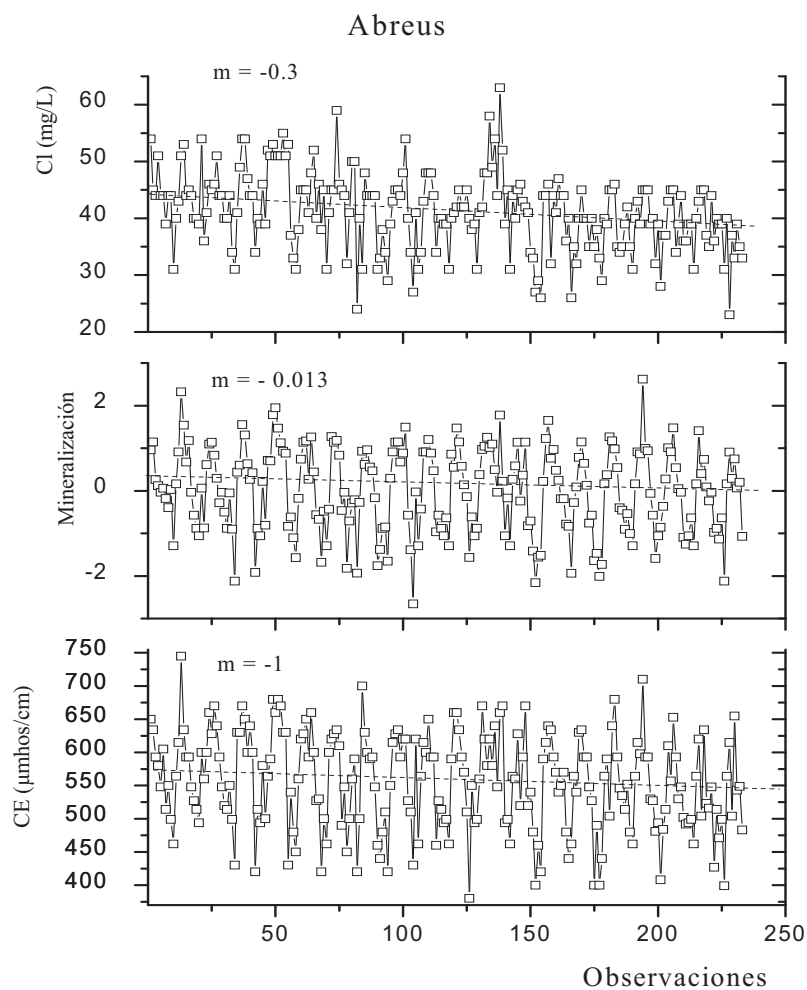
**Figura 8.1.** Tendencia para la  $D_T$  en el embalse Paso Bonito durante el período 1986-2005. En este embalse la dureza total se incrementó 0.077 mg/L cada mes.

En el embalse Avilés disminuyeron significativamente la CE y el  $\text{HCO}_3$  (Figura 8.2).



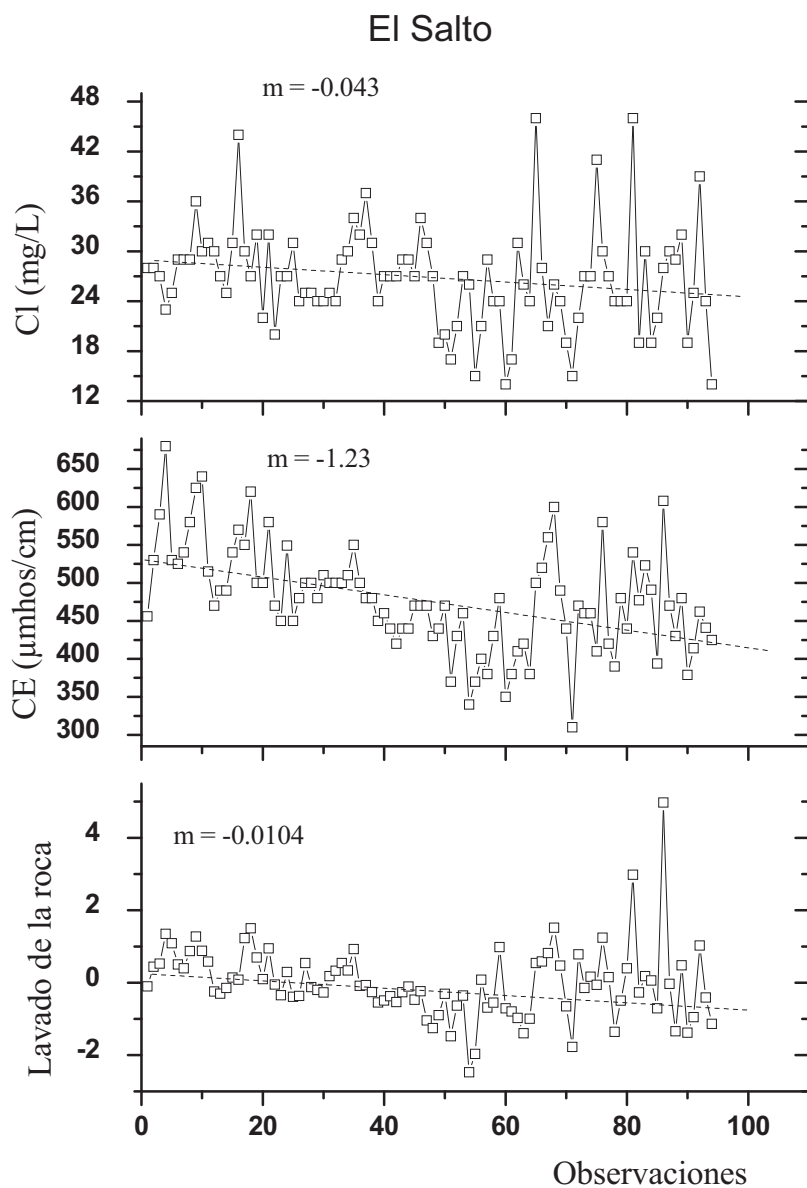
**Figura 8.2.** Tendencia de la CE y el  $\text{HCO}_3^-$  en el embalse Avilés durante el período 1986-2005. Estas variables disminuyeron por cada observación realizada 0.378 y 0.167  $\mu\text{mhos/cm}$  y mg/L respectivamente.

En el embalse Abreus disminuyeron gradualmente de forma significativa la CE, el Cl y la “mineralización” (factor extraído en el ACP) (Figura 8.3).



**Figura 8.3.** Tendencia del Cl, la mineralización y la CE durante el período 1986-2005. Los valores de las pendientes corresponden con disminuciones mensuales.

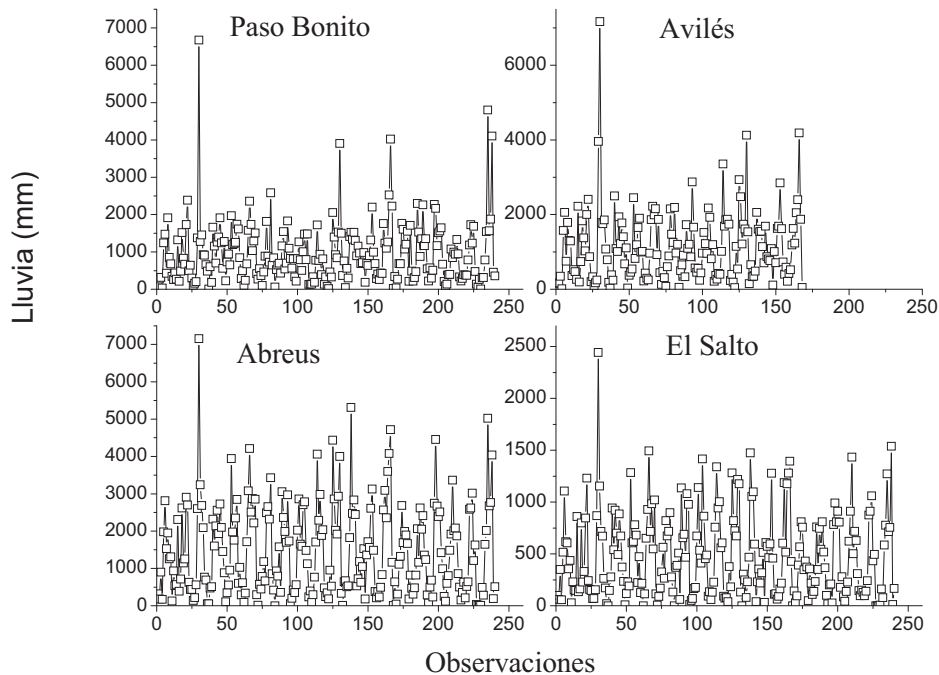
En el embalse El Salto disminuyeron significativamente la CE, el Cl y el *lavado de la roca* (factor extraído en el análisis de componentes principales) (Figura 8.4).



**Figura 8.4.** Tendencia de la CE, el CI y el factor *aporte del lavado de la roca* en el embalse El Salto. Los valores de las pendientes corresponden con disminuciones por cada observación.

Los valores de las pendientes calculadas para las variables estudiadas en los embalses Paso Bonito y Abreus corresponden con incrementos o disminuciones mensuales de las variables, porque en estos embalses las observaciones tuvieron una periodicidad mensual. Para Avilés y El Salto, como las variables fueron medidas con una periodicidad trimestral, los valores de las pendientes corresponden con incrementos o disminuciones por observación.

La lluvia no mostró tendencias en ninguna de las cuencas de los cuatro embalses (Figura 8.5) y fue correlacionada de forma inversa con todas las variables en el embalse Abreus. Los valores de las correlaciones oscilaron entre -0.307 y -0.605 ( $p < 0.01$ ); la magnitud más baja le correspondió al CI y la más alta a la  $D_T$ . En el embalse El Salto solo se correlacionó de forma negativa con el  $HCO_3$  ( $p < 0.01$  y  $r = -0.528$ ) y con la  $D_T$  ( $p < 0.01$  y  $r = -0.325$ ). No registró correlación con las variables estudiadas en los embalses Paso Bonito y Avilés.



**Figura 8.5.** Comportamiento de la lluvia en las cuencas que alimentan los cuatro embalses.

#### 8.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

El incremento observado en la  $D_T$  en el embalse Paso Bonito se relacionó con el uso del suelo de la cuenca durante la etapa estudiada, combinado con la ubicación geográfica de la cuenca. Los principales usos fueron cultivos permanentes (café, mango y naranja), cultivos temporales (arroz, y tabaco), pastos y algunos asentamientos humanos. Sin embargo, como la cuenca está en una zona de montaña y premontaña, se incrementaron los procesos erosivos en áreas desprovistas de cubierta vegetal y por el laboreo agrícola en los cultivos

temporales, los cuales son finalmente acumulados en el embalse. De igual forma el arrastre y acumulación de residuos de las actividades antrópicas se produce con mayor rapidez.

Esta erosión en la cuenca produjo una alta sedimentación en el embalse y el nivel del fondo ascendió a 5.0 m, durante los 30 años de explotación (Laiz, 2007). La mineralización de la materia orgánica contenida en los sedimentos y rica en carbonatos de calcio según la propia naturaleza de su cuenca, pudiera explicar la tendencia al aumento del contenido de la  $D_T$ . Estos resultados manifestaron el carácter integrador de los embalses, referido antes por otros autores (Carpenter et al., 2007; Pham et al., 2008; Williamson et al., 2008).

La disminución significativa de los valores de la CE en los embalses Avilés, El Salto y Abreus, es una respuesta a la disminución del contenido salino del agua embalsada. Esta variable se relaciona con la concentración de sustancias iónicas disueltas en el agua (Hem, 1985), por tanto representó la suma de la disminución de los iones mayores y otras sustancias iónicas disueltas, que pudieron incluir el Fe, el Mn, entre otros.

La disminución del contenido salino, en el caso del embalse El Salto, estuvo más relacionada con el lavado de la roca. Este criterio se fortalece al evaluar las tendencias de los dos factores extraídos por el ACP: *el aporte del lavado de la roca a la calidad química del agua y el aporte atmosférico y antrópico a la calidad química del agua*. En este caso solo mostró tendencia significativa a la disminución el factor relacionado con el aporte por el lavado de roca.

Es reconocido que el riego agrícola aumenta el contenido salino de las aguas (Cooper, Cardon, & Davis, 2006; G. Harris, 2001; Helena et al., 2000; Miyamoto & Anand, 2008; Rajmohan & Elango, 2007; Rytwo & Gonen, 2005) por el aumento en la concentración de sales en las aguas drenadas.

Este estudio fue realizado en un período que la fertilización y el riego se deprimió, lo cual pudo contribuir a la disminución del contenido salino y por tanto de la CE. En años anteriores al período en estudio la cuenca de estos tres embalses, a diferencia de Paso Bonito, estuvo sometida a una mayor frecuencia de riego.

La disminución significativa del Cl en los embalses Abreus y El Salto (cuenca del río Damují), es posible que se relacione con la disminución de ambas prácticas, la geología de las cuencas y la naturaleza de este ión. En la cuenca del río Damují y en la subcuenca del embalse Avilés, predominan las rocas sedimentarias que son más vulnerables a los procesos de meteorización (Bruhns & Randohr, 1968). El Cl es un ión altamente soluble y móvil, no se volatiliza, precipita o se absorbe a las superficies de partículas (Wetzel, 1975). Por estas características ya se ha usado como trazador natural para evaluar los cambios de salinidad entre el epilimnio y hipolimnio de un embalse (Pasche et al., 2009; Rimmer, Aota, Kumagai, & Eckert, 2005) y los cambios provocados por procesos alóctonos (Rimmer et al., 2006).

En muchas áreas de estas cuencas se utilizaban para el riego agrícola aguas subterráneas, que en toda la zona se caracterizaron por concentraciones de Cl superiores al agua embalsada.

Otra fuente de Cl es el agua que escurre por áreas sometidas al riego o al uso de fertilizantes (Andreasen & Fleck, 1997; Lowrance et al., 1997; Oren, Yechieli, Böhlke, & Dody, 2004). Estos criterios permiten relacionar la disminución significativa del Cl en estos embalses, con la reducción del riego y del uso de fertilizantes en las cuencas durante el período evaluado.

Los resultados obtenidos sobre las tendencias de los componentes mayoritarios facilitará la interpretación de cambios futuros. Resulta de interés poder discernir entre las afectaciones globales inherentes al cambio climático de aquellas derivadas de cambios locales como son el uso del suelo, de fertilizantes o el riego agrícola.

La alta correlación inversa encontrada entre la lluvia y las variables físico-químicas en el embalse Abreus, se relacionó con las características morfométricas del embalse y la cuenca que lo alimenta. La razón área de cuenca ( $A_c$ ) área de embalse ( $A_e$ ) ( $A_c:A_e$ ) (Tabla 2.2) fue superior en el embalse Abreus (199), lo cual explica la dilución de los componentes mayoritarios y por tanto la relación inversa. Para el resto de los embalses la razón  $A_c:A_e$  fue más pequeña.

La ausencia de correlación de estas variables con la lluvia en el embalse Paso Bonito, puede ser por la hidrodinámica del embalse y la gestión de sus aguas. El



embalse recibe grandes volúmenes de agua hipolimnética del embalse Hanabanilla y transvasa cantidades similares por un canal lateral. Las características morfológicas de este embalse y la forma en que se gestionan sus aguas (recibe aportes del embalse Hanabanilla ubicado en la cabecera de su cuenca), puede enmascarar la posible dilución que producen las precipitaciones. La falta de correlación entre la lluvia y los componentes mayoritarios en el embalse Avilés puede explicarse por el valor bajo de la razón ( $Ac:Ae = 4$ ).

### **8.5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO**

Se manifestó tendencia significativa al aumento de la  $D_T$  en el embalse Paso Bonito. Este resultado se relacionó con el fuerte proceso erosivo en la cuenca, la acumulación de sedimentos en el embalse y la mineralización de la materia orgánica contenida en dichos sedimentos.

Se registró tendencia significativa a la disminución para la CE, el CI y los factores generados de la aplicación del ACP en los embalses Abreus y El Salto. En Avilés disminuyó significativamente la CE y el bicarbonato.

Las tendencias significativas a la disminución de las variables, se relacionaron con la reducción en el empleo de fertilizantes y en la aplicación del riego durante el período estudiado.

La lluvia tuvo un comportamiento homogéneo en la etapa y solo se correlacionó con componentes mayoritarios de los embalses Abreus y El Salto. El grado de correlación entre la lluvia y las variables físico-química del agua se relacionó con la razón  $Ac: Ae$  y la gestión de las aguas embalsadas.

## **CAPÍTULO 9. ANÁLISIS INTEGRAL DE LOS RESULTADOS DE TODOS LOS CAPÍTULOS**

### **9.1. Importancia y novedad de los resultados obtenidos en el estudio de la calidad del agua del embalse Paso Bonito**

Los resultados presentados en la tesis y su discusión se derivan de una amplia integración y un desentrañamiento de las temáticas relacionadas con la calidad del agua. Incluyen la recopilación y el estudio del conocimiento primario relacionado con el tema en el embalse Paso Bonito (considerado como caso de estudio) unido a una detallada exploración en la cuenca. Se realizó también, antes de elaborar el diseño de la investigación, una revisión bibliográfica que incluyó tanto las obras clásicas como los más novedosos artículos científicos.

La vinculación de aspectos como: (1) entradas y salidas de agua, (2) la localización espacial de estas entradas y salidas y (3) los resultados del cálculo del tiempo de residencia del agua en el embalse, con los procesos de mezcla y estratificación, demostraron que el proceso de estratificación térmica de un embalse depende de otros factores además del tiempo de renovación, de la morfometría del embalse y de la acción del viento. La complejidad de este proceso de amplio impacto sobre la calidad del agua, debe ser analizada en cada embalse en particular. En el embalse Paso Bonito con un tiempo de residencia pequeño en el mes de Octubre de 2006 (<12 días), se mantuvo una estratificación estable en la columna de agua del punto de toma. Sin embargo, en el mes de octubre de 2007 con un tiempo de residencia similar sucedió la mezcla en la columna de agua debido a la ocurrencia de una mayor escorrentía. En este caso la hidrodinámica del embalse determinó la estabilidad de la estratificación lo que demuestra la necesidad de considerar un amplio número de factores incidentes.

Haber logrado un conocimiento simultáneo sobre los patrones de distribución de las variables temperatura, OD, Eh y pH en el embalse Paso Bonito, así como la obtención de un modelo empírico para los valores del Eh, constituyen un aporte al estudio de la calidad del agua en embalses cubanos. Resulta ventajoso poder conocer las etapas de los valores más bajos del Eh y el pH ya que esto permite manejar aspectos relacionados con el deterioro del agua y su tratamiento.

La obtención de un modelo empírico para las concentraciones de Mn en la columna de agua del embalse Paso Bonito representa un aporte a la química del Mn en la columna de agua de embalses. Además los resultados de la validación de este modelo, sirven de herramienta para el tratamiento del agua dirigido hacia la disminución de las concentraciones de Mn en el agua de consumo.

El conocimiento sobre el carácter exportador de metales y nutrientes del embalse Paso Bonito durante la estratificación térmica, revela que la ubicación de un punto de toma móvil para entregar agua de mejor calidad a la planta potabilizadora no resuelve las dificultades. Por el contrario si no se usan paliativos al respecto esta práctica puede degradar más la calidad del agua de este embalse, comprometiendo su uso como fuente de abastecimiento en el futuro.

Se demostró la importancia de la aplicación del análisis multivariado a datos de calidad de agua, especialmente el Análisis de Componentes Principales. Después de haber extraído el conocimiento a la base de datos de variables medidas durante el 2006 y 2007 (Capítulo 3, 4 y 5), el ACP fue capaz de revelar la información subyacente. Este análisis mostró que los procesos autóctonos tuvieron mayor importancia sobre la calidad del agua. Este conocimiento solo se había revelado de forma parcial en el estudio de los ciclos de nutrientes y Mn. También puso de manifiesto la importancia de la temperatura en la calidad del agua que en los análisis previos también se había observado de forma parcial. Fue revelada también la influencia de la temperatura sobre la calidad del agua, resultado que en los análisis previos también se había observado de forma parcial.

## **9.2. Valor científico y aporte al conocimiento y al manejo, generados a partir del estudio de los procesos autóctonos y alóctonos en embalses usados como fuentes de abasto**

### **9.2.1. Estacionalidad de las variables físico-químicas**

Otro proceso complejo que influye en la calidad de las aguas es el comportamiento estacional de las variables físico-químicas. En el estudio de los componentes mayoritarios de los cuatro embalses, solo se registró estacionalidad en el embalse Abreus. Se ha planteado que las concentraciones de iones como

el calcio tienen un marcado comportamiento estacional en las aguas embalsadas (Wetzel, 1975), fundamentalmente como consecuencia de la descalcificación hipolimnética que ocurre durante el verano. Frecuentemente la estacionalidad del Ca se asocia con el consumo de  $\text{CO}_2$  por el fitoplancto, el desplazamiento del equilibrio carbonato-bicarbonato y la respectiva precipitación del  $\text{CaCO}_3$ . Sin embargo en el embalse Abreus todos los componentes mayoritarios registraron comportamiento estacional (los conservativos y los no conservativos). Estos resultados revelan la diversidad de causas que pueden provocar un patrón estacional en las variables físico-químicas. En este caso particular la estacionalidad se relacionó con el efecto de dilución provocado por las precipitaciones y el valor elevado de la relación entre el área de la cuenca y la del embalse.

La aplicación de procedimientos estadísticos como el periodograma y el correlograma, así como también los índices estacionales, garantiza una descripción de los patrones estacionales de las variables físico-químicas. Este comportamiento es común evaluarlo mediante el uso de las comparaciones de media, procedimiento que no aporta detalles sobre la estacionalidad. Por otra parte la obtención de los índices permite cuantificar el patrón estacional, lo cual tributa al manejo del recurso.

### **9.2.2. Calcio y eutrofia**

El calcio se ha considerado una especie química que afecta el ciclo geoquímico del fósforo. Concentraciones de Ca cercanas a 40 mg/L limitan fuertemente las concentraciones de fósforo (Margalef et al., 1982) y la precipitación del fosfato con el carbonato de calcio es el principal mecanismo que controla su solubilidad en aguas duras previniendo la eutrofización (Estrada, 1978). Diversos estudios han confirmado la prevalencia del enlace del Ca con el ortofosfato en aguas procedentes de zonas cársicas (Y. J. Chen & Wu, 2007; López & Morguá, 1993), convirtiéndose el P en el nutriente limitante de este tipo de agua (Fourqurean et al., 1993). Sin embargo en el embalse Abreus y El Salto se encontraron altos valores de fósforo (entre 50 y 120  $\mu\text{g/L}$  en el embalse Abreus y entre 60 y 130

µg/L en el embalse El Salto), a pesar de que los valores medios de calcio fueron altos (64 y 48 mg/L respectivamente). Por tanto, la presencia de elevadas concentraciones de Ca no implica necesariamente la disminución del contenido de fósforo en agua. Esto sugiere, que la precipitación de éste último con el carbonato de calcio es un proceso complejo que depende de otros factores diferentes a un umbral de una determinada concentración de calcio en agua. La limitación por fósforo solo se observó en algunos muestreos realizados en el embalse Paso Bonito. Al parecer la presencia de altas concentraciones de Fe en la columna limitó al fósforo, si se considera que estas limitaciones se produjeron cuando los valores de Fe fueron elevados.

### **9.2.3. Importancia de los resultados como referencias para comparaciones futuras**

El estudio de la influencia del proceso de meteorización de las rocas sobre la calidad química del agua a partir de una base de datos de 20 años, en dos cuencas con diferente localización geográfica, representa una referencia importante. Esta referencia no solo servirá para comparar la composición química del agua y observar las diferencias en relación a los posibles cambios de la calidad química del agua provocados por el cambio climático sino también para cambios producidos por el uso del suelo u otros procesos. La meteorización es dependiente de la temperatura, las precipitaciones y las actividades antrópicas desarrolladas en la cuenca (Subramanian et al., 2006). Los resultados obtenidos mediante las relaciones iónicas y los diagramas triangular y de Gibbs (Gibbs, 1970), permiten establecer cómo han sido los procesos geoquímicos en una cuenca determinada (Fernández & Miretzky, 2004; Pehlivan & Yilmaz, 2005; Rajmohan & Elango, 2007).

De igual manera las tendencias calculadas en este trabajo constituyen una base de referencia. Por ejemplo el aumento en las concentraciones del CO<sub>2</sub> atmosférico relacionado con el cambio climático, puede producir un incremento en el lavado de silicatos y carbonatos, lo cual puede reflejarse en el aumento de las concentraciones de sales en el agua y en especial del bicarbonato.

Los resultados obtenidos representan una valiosa herramienta para la gestión desde la cuenca. El conocimiento del nutriente que limita el desarrollo fitoplanctónico en cada embalse, informa sobre los vertidos que deben ser eliminados o disminuidos en las estrategias de manejo de fuentes de contaminación localizadas en las cuencas. De igual manera debe considerarse la información del estado trófico de los embalses. Cuando los sedimentos de un embalse se convierten en fuente de contaminación del agua embalsada, por el aporte de nutrientes, metales y materia orgánica, durante el período de estratificación térmica, alerta sobre la necesidad de mitigar los procesos erosivos y las fuentes de contaminación externas. Por lo cual esta información sirve de herramienta para la elaboración de planes de restauración en la cuenca.

El cálculo de los índices estacionales para el Mn en el embalse Paso Bonito y para los elementos mayoritarios en el embalse Abreus es un aporte teórico-práctico a la química del agua en embalses. En el caso del embalse Abreus en el mes de febrero tiene una CE superior al mes de octubre en 174  $\mu\text{mhos/cm}$ . Esto significa que el conocimiento de este cambio estacional en la composición del agua y su magnitud permite un diseño de tratamiento más acertado y un uso más eficiente del recurso.

El estudio de las tendencias de los componentes mayoritarios en los cuatro embalses cienfuegueros reveló que mientras se registró tendencias al incremento en Paso Bonito (para la  $D_T$ ), en el resto de los embalses la tendencia fue hacia la disminución. Esto reitera la complejidad de los procesos que influyen en la calidad del agua. Las prácticas agrícolas desarrolladas en cada cuenca y quizás la topografía, parecen ser las causantes de este comportamiento. Mientras en la cuenca de Paso Bonito ha existido un mismo uso de suelo durante toda la etapa, con cultivos temporales que por su importancia socioeconómica se ha mantenido el mismo grado de riego, en el resto de los embalses no ha sido así. Las cuencas de los embalses Avilés, Abreus y El Salto la actividad de riego se ha limitado en el transcurso del tiempo, lo cual puede ser el motivo de la disminución del contenido salino de las aguas de estos embalses.

### CONCLUSIONES GENERALES

1. La aplicación de un diseño de investigación que incluyó complejidades inherentes a la calidad del agua embalsada, facilitó la obtención de un conocimiento integrado sobre la calidad físico-química del agua del embalse Paso Bonito. Este conocimiento contiene aportes teóricos a la química del agua en embalses, de igual forma brinda un procedimiento para la evaluación de los procesos que intervienen en la calidad físico-química del agua. También aportó herramientas que tributan al tratamiento del agua y al manejo de la cuenca y del embalse. El procedimiento fue aplicado a otros embalses de importancia, lo cual permitió realizar comparaciones respecto a los procesos que ocurren en las cuencas y los respectivos embalses, así como la composición química de las aguas embalsadas. De igual forma aportó herramientas para el manejo de la cuenca de estos embalses y para el tratamiento del agua del embalse Abreus.
2. El estudio del patrón de distribución de las variables temperatura, OD, Eh y pH, demostró que la estratificación térmica del embalse Paso Bonito fue estable mientras no ocurrieron abundantes precipitaciones. Es decir en dependencias de las lluvias el embalse puede ser monomítico o polimítico, con una distribución del OD de tipo clinógrada, bajo Eh en el fondo del embalse y un descenso en el pH. Sin que intervenga los bajos tiempo de residencia del agua en el embalse. Estos patrones de distribución influyeron de forma marcada en el ciclo de nutrientes y de los metales Mn y Fe.
3. Nutrientes y metales fueron aportados desde la cuenca tributaria, incluyendo las aguas que se incorporan por el Túnel del Hanabanilla. Lo cual revela la necesidad de una gestión integrada desde la cuenca. Sin embargo resultó elevado el aporte de estas variables desde los sedimentos del embalse durante su estratificación térmica. El agua del embalse fue eutrofia y limitado por nitrógeno. La limitación de fósforo solo se evidenció cuando existieron niveles moderados de Fe en la columna de agua del embalse.

4. La elaboración de un adecuado diseño de monitoreo en la cuenca del embalse Paso Bonito reveló que los mayores aportes de Mn y Fe ocurren desde la cuenca durante las primeras lluvias después del período seco. El río Hanabanilla fue el de mayor aporte (tanto de Fe como de Mn) a pesar que las concentraciones más altas se registraron en el arroyo Navarro. El estudio de una serie temporal de las concentraciones del OD y el Mn en el agua que llega a la planta potabilizadora, así como las mediciones realizadas en la columna de agua del embalse facilitaron modelos espaciales y temporales de las concentraciones de Mn en la columna de agua del embalse y en el agua que llega a la planta potabilizadora.
5. El carácter exportador de nutrientes y metales del embalses Paso Bonito fue revelado por diferentes procedimientos de investigación. También se demostró que la calidad del agua embalsada recibe las mayores afectaciones por los procesos alóctonos. La temperatura resultó una variable de alta repercusión en la calidad del agua de este embalse.
6. Se encontró una estrecha relación entre la geología de las cuencas tributarias de los embalses estudiados y la calidad del agua embalsada. Solo en el embalse Abreus se encontró diferencia significativa entre la meteorización de las rocas ocurrida entre los períodos húmedo y seco. Las herramientas utilizadas para estudiar la meteorización de las rocas también demostraron la influencia de la actividad antrópica y de los procesos atmosféricos sobre la calidad química del agua. La *antropización* también se reveló en el estado trófico de los embalses. Todos resultaron eutróficos y el nutriente limitante del desarrollo fitoplanctónico fue el nitrógeno.
7. Se observó una disminución significativa en algunos de los componentes mayoritarios de los embalses Avilés, Abreus y El Salto, mientras que en el embalse Paso Bonito la dureza total aumentó significativamente en el período evaluado. Este comportamiento se relacionó con la disminución del riego en las cuencas y con el uso del suelo.



## RECOMENDACIONES GENERALES

1. El aporte de metales y nutrientes al embalse Paso Bonito desde el embalse Hanabanilla, implica que los planes de remediación deben extenderse hasta la cuenca de este embalse. La evaluación sobre el balance de carga de los metales Mn y Fe que se incorpora por las diferentes entradas de agua a Paso Bonito, reveló que el río Hanabanilla aporta la mayor carga, incluso que el arroyo Navarro, lo cual implica que la restauración de la cuenca debe ser asumida de igual forma.
2. La aireación del agua del embalse Paso Bonito debe ser evaluada como una alternativa para la disminución de las concentraciones de Fe y Mn en el agua. Esta solución podría remover junto al Mn y el Fe otros metales de alta toxicidad que pudieran estar presentes en el agua, así como también nutrientes y materia orgánica. Como etapa preliminar para la evaluación de la factibilidad de la propuesta, se recomienda realizar un estudio a escala de laboratorio para determinar la remoción de metales, nutrientes y materia orgánica.
3. El estudio de la estacionalidad evaluada mediante el empleo del periodograma y el correlograma, así como el cálculo de los índices estacionales en específico representan una herramienta importante para la gestión del agua. Por tanto se recomienda estudiar la relación que existe entre la estacionalidad y las características morfométricas en un número elevado de embalses. De esta forma los resultados podrán tener significación estadística y podrán ser usados en la construcción de nuevos embalses para diferentes fines, según los intereses requeridos. También deberá considerarse la relación entre estacionalidad y la posición geográfica de los embalses dentro de las cuencas.
4. Se recomienda un estudio detallado sobre los mecanismos que regulan la precipitación del fósforo en relación a las concentraciones de calcio presentes en el agua. De igual forma evaluar los factores relacionados con la pérdida de los componentes del ciclo del nitrógeno en el embalse Abreus.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abesser, C., & Robinson, R. (2010). Mobilisation of iron and manganese from sediments of a Scottish Upland reservoir. *J. Limnol.*, , 69(1), 42-53.
- Abesser, C., Robinson, R., & Soulsby, C. (2006). Iron and manganese cycling in the storm runoff of a Scottish upland catchment. *Journal of Hydrology* 326, 59–78.
- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., et al. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* , 54, 2283–2297.
- Adrian, R., Wilhelm, S., & Gerten, D. (2006). Life history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Glob. Change Biol.* , 12, 652-661.
- Aguirre, A. (2007). El manejo de los Recursos Hídricos ante el cambio climático: Medidas de mitigación en cuba. Memorias de la VI Convección Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo I Congreso Manejo Integrado de los Recursos Hídricos
- Ahlgren, I., Sörensson, F., Waara, T., & Vrede, K. (1994). Nitrogen budgets in relation to microbial transformations in lakes *Ambio.*, 23(6), 367-377.
- Al-Bakri, D., & Chowdhury, M. (2006). Internal nutrient flux in an inland water supply reservoir, New South Wales, Australia *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 11, 39–45.
- Al-Rawajfeh, A., & Al-Shamaileh, E. M. (2007). Assessment of tap water resources quality and its potential of scale formation and corrosivity in Tafila Province, South Jordan. *Desalination*, 206, 322-332.
- Al-Shaibani, A. M. (2008). Hydrogeology and hydrochemistry of a shallow alluvial aquifer, western Saudi Arabia *Hydrogeology Journal*, 16, 155-165.
- Alhajjar, B. J., Chesters, G., & Harkin, J. M. (1990). Indicators of chemical pollution from septic systems. *Ground Water*, 28(4), 559–568.
- Álvarez, M., Catalán, J., & García, D. (2006). Impacto sobre los ecosistemas acuáticos continentales: In Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático (JM Moreno ed) Ministerio de Medio Ambiente y Universidad de Castilla la Mancha, Madrid. ISBN: 84-8320-303-0. 34 pp 113-146.
- Allende, R. (1927). Yacimientos minerales de la República de Cuba. Boletín de Minas No: 11. *Boletín de Minas*, 11, 47.
- Allende, R. (1928). Yacimientos Piritosos de la Sierra de Trinidad, Mina Carlota. Boletín de Minas No: 12.
- Aminot, A., & Andrieux, F. (1996). Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. *Water Res.*, 30(11), 2805-2811.
- Andreasen, D. C., & Fleck, W. B. (1997). Use of bromide:chloride ratios to differentiate potential sources of chloride in a shallow, unconfined aquifer affected by brackish-water intrusion. *Hydrogeol. J.* , 5, 17-26.
- Anshumali, & Ramanathan, A. L. (2007). Seasonal variation in the major ion chemistry of Pandoh Lake, Mandi District, Himachal Pradesh, India. *Appl. Geochem.* , 22(8), 1736-1747.
- APHA, A. P. H. A. (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Washington, DC. 2648.

- APHA, A. P. H. A. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. Washington. 22648.
- Appan, A., & Ting, D. S. (1996). A laboratory study of sediment phosphorus flux in two tropical reservoirs. *Water Sci. Technol.*, 34, 7-8.
- Arboleda, D. A. (2006). Limnología aplicada a la acuicultura. *Revista Electrónica de Veterinaria REDVET*.
- Armengol, J., & Dolz, J. (2004). La gestión a corto plazo del agua de los embalses. En: Ponencias del II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Santiago de Compostela. 22-24 septiembre de 2004. Ed. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid. 875-889.
- Armengol, J., & García, J. C. (1997). Ecología de los embalses españoles. *Ecosistemas*, 21, 36-41.
- Armengol, X., Pardo, A. M., Atiénzar, F., Echevarrias, J. L., & Barba, E. (2008). Limnological variables relevant to the presence of the endangered white-headed duck in southeastern spanish wetlands during a dry period. *Acta zoologica academiae scientiarum hungaricae*, 54, 45-60.
- Atobatele, O. E., & Ugwumba, O. A. (2008). Seasonal variation in the physicochemistry of a small tropical reservoir (Aiba Reservoir, Iwo, Osun, Nigeria). *African J. Biotechnol.*, 7(12), 1962-1971.
- Ávila, A., Piñol, J., Roda, F., & Neal, C. (1992). Storm solute behaviour in a montane Mediterranean forested catchment. *Journal of Hydrology*, 140, 143-161.
- Baca, R. M., & Threlkeld, S. T. (2000). Inland dissolved salt chemistry: statistical evaluation of bivariate and ternary diagram models for surface and subsurface waters. *J. Limnol.*, 59(2), 156-166.
- Bachmann, T. M., Friese, K., & Zachmann, D. W. (2001). Redox and pH conditions in the water column and in the sediments of an acidic mining lake *Journal of Geochemical Exploration*, 73, 75-86.
- Baden, S. P., Eriksson, S. P., & Weeks, J. M. (1995). Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 31(1-3), 93-102.
- Balistrieri, L. S., Murray, J. W., & Paul, B. (1992). The cycling of iron and manganese in the water column of Lake Sammamish, Washington. *Limnol. Oceanogr.*, 37(3), 510-528.
- Baulch, H. M., Schindler, D. W., Turner, M. A., Findlay, D. L., Paterson, M. J., & Vinebrooke, R. D. (2005). Effects of warming on benthic communities in a boreal lake: Implications of climate change. *Limnol. Oceanogr.*, 50, 1377-1392.
- Baumann, T., Fruhstorfer, P., Klein, T., & Niessner, R. (2006). Colloid and heavy metal transport at landfill sites in direct contact with groundwater. *Water Res.*, 40, 2776-2786.
- Bédard, C., & Knowles, R. (1991). Hypolimnetic O<sub>2</sub> consumption, denitrification, and methanogenesis in a thermally stratified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 1048-1054.
- Bellanger, B., Huon, S., Steinmann, P., Chabaux, F., Velasquez, F., Valles, V., et al. (2004). Oxidic-anoxic conditions in the water column of a tropical freshwater reservoir (Peña-Larga dam, NW Venezuela). *App. Geochem.*, 19, 1295-1314.
- Berner, E. K., & Berner, R. A. (1987). The global water cycle. Prentice Hall.

- Berner, R. A., Lasaga, A. C., & Garrels, R. M. (1983). The carbonate-silicate geochemical cycle and its effect on atmospheric carbon dioxide over the past 100 million years. *American Journal of Science*, 283, 641-683.
- Bernot, M. J., & Dodds, W. K. (2005). Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8, 442-453.
- Betancourt, C. (1995). Calidad del agua y enfermedades hídricas en la zona urbana de Cienfuegos y Cumanayagua. Informe Técnico. Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos. Cienfuegos. Cuba.
- Beutel, M. W. (2006). Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecological Engineering*, 28, 271-279.
- Beutel, M. W., Dent, S. R., & Moore, B. C. (2010). Twin Lakes 2008 and 2009 Metals Monitoring Summary Report. Report to the Colville Confederated Tribes Department of Natural Resources 20 p.
- Beutel, M. W., Hannoun, I., Pasek, J., & Kavanagh, K. B. (2007). Evaluation of hypolimnetic oxygen demand in a large eutrophic raw water reservoir, San Vicente Reservoir, California. *J. Environ. Eng.*, 133(2), 130-138.
- Beutel, M. W., Horne, A. J., Taylor, W. D., Losee, R. F., & Whitney, R. D. (2008). Effects of oxygen and nitrate on nutrient release from profundal sediments of a large, oligo-mesotrophic reservoir, Lake Mathews, California. *Lake Reserv. Manage.*, 24, 19-24.
- Beutel, M. W., Leonard, T. M., Dent, S. R., & Moore, B. C. (2008). Effects of aerobic and anaerobic conditions on P, N, Fe, Mn and Hg accumulation in waters overlaying profundal sediments of an oligo-mesotrophic lake. *Water Res.*, 42, 1953-1962.
- Blukacz, E. A., Shuter, B. J., & Sprules, W. G. (2009). Towards understanding the relationship between wind conditions and plankton patchiness. *Limnol. Oceanogr.*, 54, 1530-1540.
- Bohrer, B., & Schultze, M. (2008). Stratification of lakes. *Rev. Geophys.*, 46, RG2005, doi:10.1029/2006RG000210.
- Boström, B., Andersen, J. A., Fleischer, S., & Jansson, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 179, 229-244.
- Bouza-Deaño, R., Ternero-Rodríguez, M., & Fernández-Espinoza, A. J. (2004). Métodos no paramétricos para la detección de tendencias de calidad de aguas. Aplicación de datos históricos del río Ebro (España) 1981-2000. IV Congreso Iberoamericano de Gestión y planificación del agua. Tortuosa España. ISBN: 84-689-0052-4.
- Brady, P. V., & Carrol, S. A. (1994). Direct effects of CO<sub>2</sub> and temperature on silicate weathering: Possible implications for climate control. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 58, 1853-1856.
- Brooks, B. W., Riley, T. M., & Taylor, R. D. (2006). Water Quality of Effluent-dominated Ecosystems: Ecotoxicological, Hydrological, and Management Considerations. *Hydrobiologia*, 556, 365-379.
- Bruhns, W., & Randohr, P. (1968). Petrografía. 1ra ed. La Habana: Edición Revolucionaria. 125 p.
- Brunskill, G. J. (1969). Fayetteville Green Lake, New York. II. Precipitation and sedimentation of calcite in a meromictic lake with laminated sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 830-847.

- Burger, D. F., Hamilton, D. P., & Pilditch, C. A. (2008). Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecol. Model.*, 211, 411-423.
- Carlson, R. E. (1977). A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 363-369.
- Carpenter, S. R., Benson, B. J., Biggs, R., Chipman, J. W., Foley, J. A., Golding, S. A., et al. (2007). Understanding regional change: A comparison of two lake districts. *Bioscience*, 57, 323-335.
- Casciotti, K. L., McIlvin, M., & Buchwal, C. (2010.). Oxygen isotopic exchange and fractionation during bacterial ammonia oxidation. *Limnol. Oceanogr.*, 55, 753-762.
- Castagnino, W. A. (1982). Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales. Organización Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Versión revisada. 27 p.
- Catalán, J., Pla, S., García, J., & Camarero, L. (2009). Climate and CO<sub>2</sub> saturation in an alpine lake throughout the Holocene *Limnol. Oceanogr.*, 54, 2542-2552.
- CEPIS, C. P. d. I. S. y. C. A. (2001). Metodología simplificada para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales. Programa Regional. CEPIS/HPE/OPS. 63 p.
- Cohen, A. S. (2003). Paleolimnology: the history and evolution of lake systems. Oxford Univ. Press. 330 p.
- Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., et al. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 171-184.
- Comas, A. (2009). Florecimiento de cianoprocariotas en los embalses Damují y Avilés. Informe técnico presentado al Consejo Científico del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos. Cuba. 3 p.
- Comas, A., Moreira, A., & Uriza, S. (2007). Cianoprocariotas (Cianobacterias, Cianofíceas) y microalgas como indicadoras de la calidad del agua en el embalse Paso Bonito Cienfuegos, Cuba. Proyecto Ramal Agencia Medio de Ambiente, CITMA. 39 p.
- Conde, D., & Gorga, J. (1999). Composición iónica. In: Métodos en ecología de aguas continentales. R. Aroza y D. Conde, (eds.): 65-76. D. I. R.A.C. Fac. Ciencias. Universidad de Montevideo.
- Cooper, C. A., Cardon, G., & Davis, J. (2006). Salt Chemistry Effects on Salinity Assessment in the Arkansas River Basin, Colorado. Colorado Water Resources Research Institute Completion Report 206 <http://cwrri.colostate.edu/publications/cr/206.pdf>. 60 p.
- Costa, C., Domínguez, E., Gonzalo, H., & Vanegas, R. (2005). El índice de escasez de agua ¿Un indicador de crisis ó una alerta para orientar la gestión del recurso hídrico? *Revista Ingeniería*, 22, 103-111.
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2005). Water Treatment: Principles and Design. John Wiley & Sons, Inc.
- Chang, H. (2008). Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. *Water Res.*, 42, 3285-3304.
- Chapman, D. (1996). (ed.) Water Quality Assessments. A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Edition. Chapman y Hall, London. 651 p.

- Chen, R. L., Gunnison, D., & Brannon, J. M. (1983). Characterization of Aerobic Chemical Processes in Reservoirs: Problem Description and Model Formulation. Technical Report E-83-16, US Army Engineer Waterways Experiment Station. Vicksburg (MS).
- Chen, Y. J., & Wu, S. C. (2007). Geochemistry of sediment phosphorus impacted by high calcium export from the catchments: A case Study. *Environmental Engineering Science*, 24(4), 550-562.
- Cherta, R. (2004). Acuatorio Paso Bonito. Características y potabilización de sus aguas. Informe Técnico. Dirección Provincial de Acueducto y Alcantarillado. Cienfuegos. Cuba.
- Chowdhury, M., & Al-Bakri, D. (2006). Diffusive nutrient flux at the sediment-water interface in Suma Park Reservoir, Australia. *Hydrological Sciences Journal*, 51(1), 144-156.
- Chung, C. H., You, C. F., & Chu., H. Y. (2009). Weathering sources in the Gaoping (Kaoping) river catchments, southwestern Taiwan: Insights from major elements, Sr isotopes, and rare earth elements. *Journal of Marine Systems*, 76(4), 433-443.
- Das, A., Krishnaswami, S., Sarin, M. M., & Pande, K. (2005). Chemical weathering in the Krishna Basin and Western Ghats of the Deccan Traps, India: Rates of basalt weathering and their controls. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69(8), 2067-2084.
- Davison, W. C. (1993). Iron and manganese in lakes. *Earth-Sciences Rev.*, 34, 119-163.
- Davison, W. C., & Woof, C. (1984). A study of the cycling of manganese and other elements in a seasonally anoxic lake, Rostherne Mere, UK. *Water Res.*, 18, 727-734.
- Davison, W. C., Woof, C., & Rigg, E. (1982). The dynamics of iron and manganese in a seasonally anoxic lake; direct measurement of fluxes using sediment traps. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 987-1003.
- Davranche, M., & Bollinger, J. C. (2000). Heavy metals desorption from synthesized and natural Fe and Mn oxyhydroxides: Effect of reductive conditions. *J. Colloid Interface Sci.*, 227, 531-539.
- Davranche, M., & Bollinger, J. C. (2001). A Desorption-Dissolution Model for Metal Release from Polluted Soil under Reductive Conditions. *J. Environ. Qual.*, 30, 1581-1586.
- Dillon, P. J., & Rigler, F. H. (1975). A simple method for predicting the capacity of a lake for development base on lake trophic status. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32, 1519-1531.
- DiToro, D., Lowe, S., Fitzpatrick, J., & Isleib, R. (1998). Sediment Flux Model for Manganese and Iron. Technical Report W-98-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg (MS).
- Dodds, W. K. (2002). Freshwater ecology: Concepts and environmental applications. Academic Press, San Diego. 569.
- Dodds, W. K. (2006). Determining Ecoregional Reference Conditions for Nutrients, Secchi Depth and Chlorophyll a in Kansas Lakes and Reservoirs *Lake Reserv. Manage.*, 22, 151-159.
- Dodds, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12), 669-676.
- Doerr, S. M., Effler, S. W., Whitehead, K. A., Auer, M. T., Perkins, M., & Heidtke, T. M. (1994). Chloride model for polluted Onondaga Lake. *Water Res.*, 28, 849-861.



- Dortch, M. S., & Hamlin-Tillman, D. E. (1995). Disappearance of reduced manganese in reservoir tailwaters. *ASCE J. Env. Eng.* , 121(4), 287-297.
- Dröscher, I., Patoine, A., Finlay, K., & Leavitt, P. R. (2009 ). Climate control of the spring clear-water phase through the transfer of energy and mass to lakes *Limnol. Oceanogr.*, 54(6, part 2, 2469-2480.
- Duarte, C. M., Prairie, Y. T., Montes, C., Cole, J. J., Striegl, R. G., Melack, J. M., et al. (2008). CO<sub>2</sub> emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *J. Geophys. Res.*, 113: G04041, doi:10.1029/2007JG000637.
- Durfor, C. N., & Becker, E. (1964). Public water supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1812. 364 p.
- Dzialowski, A. R., Lim, N. C., Liechti, P., & Beury, J. (2007). Internal Nutrient Recycling in Marion Reservoir. Informe Técnico.
- Elser, J. J., Marzolf, E. R., & Goldman, C. R. (1990). Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 1468-1477.
- España, J. S., Pamo, E. L., Santofimia, E., Aduvire, O., Reyes, J., & Barettino, D. (2005). Acid mine drainage in Iberian Pyrite Belt (Odiel River watershed, Huelva, SW Spain): Geochemistry, mineralogy and environmental implications. *App. Geochem.*, 20, 1320-1356.
- Estrada, M. (1978). Relationship among biological and physicochemical parameters in Spanish reservoirs. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 20, 1642-1646.
- Fagundo, J. R., Valdés, J. J., & Rodríguez, J. E. (1996). Química del agua kárstica. En: Hidroquímica del Karst. (J.R. Facundo, Ed.). Ed. OSUNA, Universidad de Granada. 1, 13-212.
- Fernández, A., & Miretzky, P. (2004). Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quarter. Int.*, 114(1), 113-121.
- Figueroa, J. A. (2007). Influencia del cambio climático en la variabilidad de los caudales fluviales. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas con especialidad en Hidráulica La Habana, Cuba 200 p.
- Finlay, K., Leavitt, P., Wissel, B., & Prairie, Y. T. (2009). Regulation of spatial and temporal variability of carbon flux in six hard-water lakes of the northern Great Plains. *Limnol. Oceanogr.* , 54, 2553-2564.
- Fourqurean, J. W., Jones, R. D., & Zieman, J. C. (1993). Processes influencing water column nutrient characteristics and phosphorus limitation of phytoplankton biomass in Florida Bay, FL, USA: inferences from spatial distributions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 295-314.
- Foy, R. H. (1992). A phosphorus loading model for Northern Irish Lakes. *Water Res.*, 26, 633-638.
- Fuentes, F., & Massol-Deyá, A. (2002). Manual de laboratorio. Ecología de Microorganismos. Universidad de Puerto Rico. 202-217.
- Gabelich, C. J., Gerringer, F. W., Lee, C. C., & Knocke, W. R. (2006). Sequential manganese desorption and sequestration in anthracite coal and silica sand filter media. *Journal American Water Works Association* 98(5), 116-127.
- Gammons, C. H., Nimick, D. A., Parker, S. R., Cleasby, T. E., & McCleskey, R. B. (2005). Diel behavior of iron and other heavy metals in a mountain stream with acidic to neutral pH: Fisher Creek, Montana, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, 2505-2516.



- Gantzer, P. A., Bryant, L. D., & Little, J. C. (2009). Controlling soluble iron and manganese in a water-supply reservoir using hypolimnetic oxygenation. *Water Res.*, 43, 1285-1294.
- Gao, Q., Tao, Z., Huang, X., Nan, L., Yu, K., & Wang, Z. (2009). Chemical weathering and CO<sub>2</sub> consumption in the Xijiang River basin, South China. *Geomorphology*, 106(3-4), 324-332.
- García-Gil, L. J., & Camacho, A. (2001). Anaerolimnología: pequeña guía para el muestreo en aguas microaeróbicas y anóxicas en lagos y embalses estratificados. *Limnetica*, 20(1), 179-186.
- Garrels, R. M., & Christ, C. L. (1965). *Solutions, Minerals and Equilibria*. Ed. Harper and Row, New York. 450 p.
- Geider, R. J., & Osborn, B. A. (1992). *Algal photosynthesis. The Measurement of Algal Gas Exchange*. Chapman & Hall. London 256 p.
- Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science* 170, 1088-1090.
- Gilbert, F., Souchu, P., Bianchi, M., & Bonin, P. (1997). Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Marine Ecological Progress Series*, 151, 143-153.
- Giussani, B., Monticelli, D., Gambillara, R., Pozzi, A., & Dossi, C. (2008). Three-way principal component analysis of chemical data from Lake Como watershed. *Microchem. J.*, 88, 160-166.
- Goddard, V. J., Baker, A. C., Davy, J. E., Adams, D. G., De-Ville, M. M., Thackeray, S. J., et al. (2005). Temporal distribution of viruses, bacteria and phytoplankton throughout the water column in a freshwater hypereutrophic lake. *Aquat Microb Ecol.*, 39, 211-223.
- González, E. J., Ortaz, M., Peña-Herrera, C., & Infante, A. (2004). Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified. *Hydrobiologia*, 522, 301-310.
- Graetx, D. A., Keeney, D. R., & Aspiras, R. B. (1973). Eh status of lake sediment-water systems in relation to nitrogen transformations *Limnol. Oceanogr.*, 18, 908-917.
- Granina, L., Muller, B., & Wehrli, B. (2004). Origin and dynamics of Fe and Mn sedimentary layers in Lake Baikal. *Chemical Geology* 205(1-2), 55-72.
- Gruber, N., & Galloway, J. N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451, 293-296.
- Guérin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P., et al. (2006). Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophys. Res. Lett.* , 33: L21407, doi: 10.1029/2006GL027929.
- Hakanson, L., & Jansson, M. (2002). *Principles of Lake Sedimentology*, The Blackburn Press.
- Hampton, S. E., Izmet'seva, L. R., Moore, M. V., Katz, S. L., B.Dennis, & Silow, E. A. (2008). Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake-Lake Baikal, Siberia. *Glob. Change Biol.*, 14, 1947-1958.
- Hannah, D. M., Smith, B. P. G., Gurnell, A. M., & McGregor, G. R. (2000). An approach to hydrograph classification. *Hydrol. Process.*, 14(2), 317-338.

- Hanrahan, G., Salmassi, T. M., Khachikian, C. S., & Foster, K. L. (2005). Reduced inorganic phosphorus in the natural environment: significance, speciation and determination. *Talanta* 66, 435-444.
- Hanson, P. C., Carpenter, S. R., Armstrong, D. E., Stanley, E. H., & Kratz, T. K. (2006). Lake dissolved inorganic carbon and dissolved oxygen: Changing drivers from days to decades *Ecol. Monogr.*, 76, 343-363.
- Harper, D. (1992). Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall. London. 327.
- Harris, G. (2001). A Nutrient Dynamics Model for Australian Waterways: Land Use, Catchment Biogeochemistry and Water Quality in Australian Rivers, Lakes and Estuaries. State of the Environment Second Technical Paper Series (Inland Waters), Department of the Environment and Heritage, Canberra. Australia <http://www.ea.gov.au/soe/techpapers/index.html>. 90.
- Harris, G. P. (1999). Comparison of the biogeochemistry of lakes and estuaries: ecosystem processes, functional groups, hysteresis effects and interactions between macro- and microbiology. *J. Marine Freshwater Res.*, 50, 791-811.
- Heal, K. V. (2001). Manganese and land-use in upland catchments in Scotland. *Science of the Total Environ.*, 265(1-3), 169-179.
- Heffernan, J. B., & Cohen, M. J. (2010). Direct and indirect coupling of primary production and diel nitrate dynamics in a subtropical spring-fed river. *Limnol. Oceanogr.*, 55(2), 677-688.
- Helena, B., Pardo, R., Veja, M., Barrado, E., Fernandez, J. M., & Fernandez, L. (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by Principal Component Analysis. *Water Res.*, 34, 807-816.
- Hem, J. D. (1985). Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of natural Water. Third Edition USGS. Washington, DC,. 263
- Henderson, B. (2006). Exploring between site differences in water quality trends: a functional data analysis approach. *Environmetrics*, 17, 65-80.
- Henriksen, K., Blackburn, T. H., Lomstein, B. A., & Mcroy, C. P. (1993). Rates of nitrification, distribution of nitrifying bacteria and inorganic N fluxes in northern Bering-Chukchi shelf sediments. *Continental Shelf Research*, 13, 629-651.
- Hess, G. W., Byung, R. K., & Roberts, P. J. W. (1989). A manganese oxidation model for rivers. *Water Resource Bull.*, 25, 359-365.
- Hessen, D. O., Andersen, T., Larsen, S., Skjelkvåle, B. L., & Wit, H. A. d.-. (2009). Nitrogen deposition, catchment productivity, and climate as determinants of lake stoichiometry *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2520-2528.
- Higashino, M., & Stefan, H. G. (2005). Sedimentary microbial oxygen demand for laminar flow over a sediment bed of finite length. *Wat. Res.*, 39, 3153-3166.
- Hirsch, R. M., & Slack, J. R. (1984). A non-parametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resour. Res.*, 20, 727-732.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R., & Smith, R. A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resour. Res.*, 18, 107-121.
- Hongve, D. (1997). Cycling of iron, manganese, and phosphate in a meromictic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 42(4), 635-647.
- Hren, M. T., Chamberlain, C. P., Hilley, G. E., Blisniuk, P. M., & Bookhagen, B. (2007). Major ion chemistry of the Yarlung Tsangpo-Brahmaputra river: Chemical weathering, erosion, and CO<sub>2</sub> consumption in the southern Tibetan plateau and

- eastern syntaxis of the Himalaya. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 71(12), 2907-2935.
- Hutchinson, G. E. (1957). A treatise on Limnology. Geography, Physics and Chemistry. Ed. Willey and Sons, New York. 1015.
- IGT, I. d. G. T. (2008). Estudio de los recursos hídricos en la cuenca del río Arimao. Proyecto Ramal, Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente, La Habana, Cuba. 146
- IPCC, I. P. o. C. C. (2007). Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report. <http://www.ipcc.ch/>.
- James, C., Fisher, J., & Moss, B. (2003). Nitrogen driven lakes: The Shropshire and Cheshire Meres? *Arch. Hydrobiol.*, 158, 249-266.
- Jensen, H. S., & Andersen, F. O. (1992). Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of 4 shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 577-589.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Kumar, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biol.*, 50, 1747-1771.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Lauridsen, T. L. (2003). Recovery from eutrophication. Restoration of eutrophic lakes: a global perspective. P. 135-151. In F. Kumagai and W.F. Vincent (eds.). *Freshwater Management: Global versus Local Perspectives*. Springer-Verlag, New York.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christoffersen, K. (1998). (eds.) *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York.
- Jha, P. K., Tiwari, J., Singh, U. K., Kumar, M., & Subramanian, V. (2009). Chemical weathering and associated CO<sub>2</sub> consumption in the Godavari river basin, India. *Chem. Geol.*, 264(1-4), 364-374.
- Jin, X., Wang, S., Jin, X., Pang, Y., Zhao, H., & Zhou, X. (2005). The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 254, 241-248.
- Jöhnk, K., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Glob. Change Biol.*, 14, 495-512.
- Jones, I., George, G., & Reynolds, C. (2005). Quantifying effects of phytoplankton on the heat budgets of two large limnetic enclosures. *Freshwater Biol.*, 50, 1239-1247.
- Kassim, M. A. (1997). Preliminary studies on effectiveness of artificial aeration in reducing iron and manganese levels in a tropical reservoir. Proc., IAWQ-IWSA Joint Specialist Conf. on an Integrated System of Reservoir Management and Water Supply, Prague, Czech Republic. 123-130.
- Kemenes, A., Forsberg, B. R., & Melack, J. M. (2007). Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophys. Res. Lett.*, 34: L12809, doi: 10.1029/2007GL029479.
- Kendall, M. G. (1975). Rank correlation methods, Fourth ed. Charles Griffing. London. 202
- Kilham, P., & Kilham, S. S. (1990). Endless summer: Internal loading processes dominate nutrient cycling in tropical lakes. *Freshwat. Biol.*, 23, 379- 389.

- Kim, Y., & Kim, B. (2006). Application of a 2-Dimensional Water Quality Model (CE-QUAL-W2) to the Turbidity Interflow in a Deep Reservoir (Lake Soyang, Korea). *Lake Reserv. Manage.*, 22(3), 213-222.
- Knox, S., Turner, D. R., Dixon, A. G., Liddicoat, M. I., Whitfield, M., & Butler, E. I. (1981). A static analysis of an estuarine profile: A application to manganese and ammonium in the Tarn estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 13, 357-371.
- Koretsky, C. M., Haas, J. R., Miller, D., & Ndenga, N. T. (2006). Seasonal variations in porewater and sediment geochemistry of littoral lake sediments (Asylum Lake, MI, USA). *Geochemical Transactions*, 7(1), 11.
- Krishnaswami, S., & Singh, S. K. (2005). Chemical weathering in the river basins of the Himalaya, India. *Curr. Sci.*, 89(5), 841-849.
- Kristiansen, K. D., Kristensen, E., & Jensen, M. H. (2002). The influence of water column hypoxia on the behaviour of manganese and iron in sandy coastal marine sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55 (4), 645–654.
- Kumar, P., Tiwari, J., Kumar, U., Kumar, M., & Subramanian, V. (2009). Chemical weathering and associated CO<sub>2</sub> consumption in the Godavari river basin, India. *Chem. Geol.*, 264, 364–374.
- Laiz, O. (2007). Estudios Eco-Geológicos en embalses y sus cuencas de la provincia Cienfuegos (Estudio de Azolvamiento en el embalse Paso Bonito, Cienfuegos). Informe Científico Técnico. Investigaciones y proyectos hidráulicos. Habana, Cuba. 33
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). Limnology. In: Special features of aquatic habitats. Second Edition. Oxford University Press Inc., New York.
- Larsen, D., & Mann, R. (2005). Origin of high manganese concentrations in coal mine drainage, 3 eastern Tennessee. *Journal of Geochemical Exploration*, 86 (3), 143-163.
- LaZerte, B., & Burling, D. K. (1990). Manganese speciation in dilute waters of the Precambrian Shield, Canada. *Water Research*, 24, 1097-1101.
- Leake, B., Woolley, A., Arps, C., Birch, W., Gilbert, M., & Grice, J. (1997). Nomenclature of amphiboles: Report of the subcommittee on amphiboles of the International Mineralogical Association, Commission on New Minerals and Mineral Names. *Canadian Mineralogist*, 35, 219-246.
- Leavitt, P. R., Fritz, S. C., Anderson, N. J., Baker, P. A., Blenckner, T., Bunting, L., et al. (2009). Paleolimnological evidence of the effects on lakes of energy and mass transfer from climate and humans. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2330-2348.
- Lee, G., Faure, G., Bigham, J. M., & Williams, D. J. (2008). Metal Release from Bottom Sediments of Ocoee Lake No. 3, a Primary Catchment Area for the Ducktown Mining District. *J. Environ. Qual.*, 37, 344-352.
- Lerman, A., & Wu, L. (2006). CO<sub>2</sub> and sulfuric acid controls of weathering and river water composition. *J. Geochem. Explor.*, 88(1-3), 427-430.
- Lerman, A., Wu, L., & Mackenzie, F. T. (2007). CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> consumption in weathering and material transport to the ocean, and their role in the global carbon balance. *Mar. Chem.*, 106, 326-350.
- Li, S., Xu, Z., Wang, H. A., Wang, J., & Zhang, Q. (2009). Geochemistry of the upper Han River basin, China: 3: Anthropogenic inputs and chemical weathering to the dissolved load. *Chemical Geology*, 264(1-4), 89-95.

- Li, S. L., Calmels, D., Han, G., Gaillardet, J., & Liu, C. Q. (2008). Sulfuric acid as an agent of carbonate weathering constrained by  $\delta^{13}\text{CDIC}$ : Examples from Southwest China. *Earth and Planetary Science Letters*, 270(3-4), 189-199.
- Lichtschlag, A., Felden, J., Brüchert, V., Boetius, A., & Beer, D. d. (2010). Geochemical processes and chemosynthetic primary production in different thiotrophic mats of the Ha°kon Mosby Mud Volcano (Barents Sea). *Limnol. Oceanogr.*, 55(2), 931–949.
- Likens, G. E. (1972). Eutrophication and aquatic ecosystems. In: Likens, G.E. (Ed.), *Nutrients and Eutrophication*. Am. Soc. Limnol. Oceanog. Spec. Symp., 1, 3–13.
- López, P., & Morguί, J. A. (1993). Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*, 253, 73-82.
- Lovley, D. R., Holmes, D. E., & Nevin, K. P. (2004). Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Adv. Microb. Physiol.*, 49, 219-286.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Groffman, P. M., Denver, J. M., et al. (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environ. Manage.*, 21, 687-712.
- Lucio, D. M., & Dragoni, W. (2006). Climate change and water resources in limestone and mountain areas: the case of Firenzuola Lake (Umbria, Italy). <http://presses-ufc.univ-fcomte.fr>. Proceedings of the 8th conference on limestone hydrogeology 2006, Neuchâtel Switzerland - ISBN 2-84867-143-2.
- Lynch, J. M., & Poole, N. J. (1979). *Microbial ecology: a conceptual approach*. Blackwell Scientific Publications.
- Maberly, S. C., King, L., Gibson, C. E., May, L., Jones, R. I., Dent, M. M., et al. (2003). Linking nutrient limitation and water chemistry in upland lakes to catchment characteristics. *Hydrobiologia*, 506, 83-91.
- MacDonald, R. H., Lawrence, G. A., & Murphy, T. P. (2004). Operation and Evaluation of Hypolimnetic Withdrawal in a Shallow Eutrophic Lake. *Lake Reserv. Manage.*, 20, 39-53.
- MacKay, M. D., Neale, P. J., Arp, C. D., De-Senerpont-Domis, L. N., Fang, X., Gal, G., et al. (2009). Modeling lakes and reservoirs in the climate system. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2315–2329.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., & Parker, J. (2003). *Brock Biology of Microorganisms*, 10th ed. Pearson Education Inc., New Jersey, EUA. 576.
- Maest, A. S., Nordstrom, D. K., & LoVetere, S. H. (2004). Questa baseline and pre-mining ground-water quality investigation 4. Historical surface-water quality for the Red River Valley, New Mexico, 1965 to 2001. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5063. 150
- Mann, H. B. (1945). Non-parametric test against trend. *Econometrica*, 13, 245-249.
- Marcé, R., Moreno, E., Ordóñez, J., Feijoó, C., Navarro, E., Caputo, L., et al. (2006). Nutrient fluxes through boundaries in the hypolimnion of Sau reservoir: expected patterns and unanticipated processes. *Limnetica*, 25, 527-540.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*, Ediciones Omega S.A., Barcelona. 1010 p.
- Margalef, R., Mir, M., & Estrada, M. (1982). Phytoplankton composition and distribution as an expression of properties of reservoirs. *Canadian Water Resources Journal*, 7, 26-49.



- Marín, J. C., Ledo, H., Hernández, J. L., & Castejón, O. E. (2006). Bacterias asociadas a la transformación de nitrógeno en la interfase agua-sedimento del cono hipolimnético del lago de Maracaibo, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.*, 40(1).
- Marques, E. D., Sella, S. M., de-Mello, W. Z., Lacerda, L. D., & Silva-Filho, E. V. (2008). Hydrogeochemistry of Sand Pit Lakes at Sepetiba Basin, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. *Water Air Soil Poll.*, 189, 21–36.
- Marsden, M. W. (1989). Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biol.*, 21, 139-162.
- Matthews, D. A., & Effler, S. W. (2006). Assessment of long-term trends in the oxygen resources of a recovering urban lake, Onondaga Lake, New York. *Lake and Reserv. Manag.*, 22(1), 19–32.
- Matzinger, A., Schmid, M., Veljanoska-Sarafiloska, E., Patceva, S., Guseska, D., Wagner, B., et al. (2007). Eutrophication of ancient Lake Ohrid: Global warming amplifies detrimental effects of increased nutrient inputs. *Limnol. Oceanogr.*, 52(1), 338–353.
- McBride, M. B. (1994). Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, Inc. USA. ISBN 0-19-507011-9. 406 p.
- McClure, A. (2006). Targeting iron and manganese in drinking water. *Water Wastes Digest.*, 46(4), 28-30.
- McGinnis, D. F., & Little, J. C. (2002). Predicting diffused-bubble oxygen transfer rate using the discrete-bubble model. *Water Res.*, 36, 4627-4635.
- McNeil, V., Cox, M., & Preda, M. (2005). Assessment of chemical water types and their spatial variation using multi-stage cluster analysis, Queensland, Australia. *J. Hydrol.*, 310, 181–200.
- MEA, E. d. I. E. d. P. (2005). Millennium ecosystem assessment global assessment reports. Island Press.
- Melody, J. K., & Dodds, W. K. (2001). Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 20(3), 347–357.
- Meybeck, M. (1987). Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *Am. J. Sci.*, 287, 401–428.
- Miao, S. R., DeLaune, D., & Jugsujinda, A. (2006). Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake *Science of The Total Environment* 371, 334-343.
- Miller, J. R., & Miller, S. M. O. (2007). The water column - concentration and load. In: Miller JR, Miller SMO, editors, Contaminated Rivers: A Geomorphological–Geochemical Approach to Site Assessment and Remediation. Dordrecht:Springer. 103-126.
- Miyamoto, S., & Anand, S. (2008). Hydrology, Salinity, and Salinity Control Possibilities of the Middle Pecos River: A Reconnaissance Report. <http://repository.tamu.edu/handle/1969.1/86109>. 35.
- Mladenov, N., López-Ramos, J., McKnight, D. M., & Reche, I. (2009). Alpine lake optical properties as sentinels of dust deposition and global change *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2386-2400.
- Moore, M., Hampton, S. E., Izmet'eva, L. R., Silow, E. A., Peshkova, E. V., & Pavlov, B. K. (2009). Climate change and the World's "Sacred Sea", Lake Baikal, Siberia. *Bioscience*, 59, 405-417.

- Moore, P. A., & Reddy, K. R. (1994). Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *J. Environ. Qual.*, 23, 955-964.
- Morejón, Y. M. (2009). Análisis del estado actual y tendencias previsibles, de los recursos edáficos e hídricos en cuencas del occidente de Cuba.
- Morris, D. P., & Lewis, W. M. (1988). Phytoplankton nutrient limitation in Colorado lakes. *Freshwater Biol.*, 20, 315-327.
- Mueller, D. R., Hove, P. V., Antoniadis, D., Jeffries, M. O., & Vincent, W. F. (2009). High Arctic lakes as sentinel ecosystems: Cascading regime shifts in climate, ice cover, and mixing *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2371-2385.
- Mujumdar, P. P. (2008). Implications of climate change for sustainable water resources management in India. *Phys. Chem. Earth*, 33, 354-358.
- Müller, B., Wang, Y., & Wehrli, B. (2006). Cycling of calcite in hard water lakes of different trophic status. *Limnol. Oceanogr.*, 51, 1678-1688.
- Murdoch, P. S., Barón, J. S., & Millar, T. L. (2000). Potential effect of climate change on surface -water quality in North American. *Journal of the American Water Research Association*, 36, 347-366.
- Nabi-Bidhendi, G. R., Karbassi, A. R., Nasrabadi, T., & Hoveidi, H. (2007). Influence of copper mine on surface water quality. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 4 (1), 85-91.
- Nadim, F., Hoag, G. E., Orden, F. L., G.S.Warner, & Bagtzoglou, A. C. (2007). Water quality characteristics of two reservoir lakes in eastern Connecticut, USA. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 12, 187-202.
- NAS. (1973). Medical and biological effects of environmental pollutants: manganese. Washington, DC, National Academy of Sciences, National Academy Press.
- Naumann, E. (1931). Limnologische terminologie. Urban & Schwarzenberg, Berlin-Wein.
- NC, N. C. (1986). Fuentes de abastecimiento de agua. Higiene Comunal. Calidad y protección Sanitaria. Oficina Nacional de Normalización. República de Cuba. Marzo de 1987.
- Nealson, K. H. (1983). The microbial manganese cycle. In: Krumbein WE, ed. Microbial geochemistry. Oxford, Blackwell 191-221.
- O'Reilly, C. M., Alin, S. R., Plisnier, P. D., Cohen, A. S., & McKee, B. A. (2003). Climate change decreases aquatic ecosystem productivity of Lake Tanganyika, Africa. *Nature*, 424, 766-768.
- OECD. (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 154 p.
- Olobaniyi, S. B., & Owoyemi, F. B. (2006). Characterization by factor analysis of the chemical facies of groundwater in the deltaic plain sands aquifer of Warri, western Niger delta, Nigeria. *Sci. Engn. Ser*, 7, 73-81.
- Omo-Irabor, O. O., Olobaniyi, S., Oduyemi, K., & Akunna, J. (2008). Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. *Phys. Chem. Earth*, 33, 666-673.
- Oren, O., Yechieli, Y., Böhlke, J. K., & Dody, A. (2004). Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. *J. Hydrol.*, 290, 12-328.
- Osgood, R. A. (1983). Discussion on using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. *Water Resour. Bull.*, 19, 307-309.

- Palau, A. (2003). Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica*, 22(1-2), 1-13.
- Parets, N. (1997). Estudio de la calidad de las aguas del arroyo Navarro. Informe Científico-técnico. Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos de Cienfuegos, Cuba. 20
- Parinet, B., Lhote, A., & Legube, B. (2004). Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. *Ecol. Model.*, 178, 295-311.
- Pasche, N., Dinkel, C., Müller, B., Schmid, M., Wüest, A., & Wehrli, B. (2009). Physical and biogeochemical limits to internal nutrient loading of meromictic Lake Kivu. *Limnol. Oceanogr.*, 54, 1863-1873.
- Payne, A. I. (1986). *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers*. Wiley & Sons, Chichester. 301 p.
- Pehlivan, R., & Yilmaz, O. (2005). Water quality and hydrogeochemical characteristics of the River Buyukmelen, Duzce, Turkey. *Hydrol. Process.*, 19, 3947-3971.
- Perona, E., Bonilla, I., & Mateo, P. (1999). Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *The science of the Total Environmental*, 24, 75-90.
- Peter, A. (2008). Taste and Odor in Drinking Water: Sources and Mitigation Strategies. Tesis doctoral. Swiss Federal Institute of Technology Zurich. 143
- Pham, S. V., Leavitt, P. R., McGowan, S., & Peres-Nato, P. (2008). Spatial variability of climate and land-use effects on lakes of the northern Great Plains. *Limnol. Oceanogr.*, 53, 728-742.
- Piñol, J., Ávila, A., & Roda, F. (1992). The seasonal variation of streamwater chemistry in three forested Mediterranean catchments. *Journal of Hydrology*, 140, 119-141.
- Polunin, N. V. C. (2008). (ed.) *Aquatic ecosystems: Trends and global prospects*. Cambridge Univ. Press.
- Prairie, Y. T. (2008). Carbocentric limnology: Looking back, looking forward. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, 543-548.
- Qin, B., Zhu, G., Zhang, L., Luo, L., Gao, G., & Gu, B. (2006). Estimation of Internal Nutrient Release in Large Shallow Lake Taihu, China. *Science in China: Series D Earth Sciences*, 49(1), 38-50.
- Quiroz, A., Miranda, M. G., & Lot, A. (2008). Estudio comparativo de algunas variables físico-químicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia Crassipes* (Martius) Solms.Laubach. *Polibotánica*, 25, 127-133.
- Rae, R., & Vincent, W. F. (1998). Effects of temperature and ultraviolet radiation on microbial foodweb structure: Potential responses to global change *Freshwater Biol.*, 40, 747-758.
- Rajmohan, N., & Elango, L. (2007). Hydrogeochemistry and its relation to groundwater level fluctuation in the Palar and Cheyyar river basins, southern India. *Hydrol. Process*, 20, 2415-2427.
- Raymahashay, B. C. (1986). Geochemistry of bicarbonate in river water. *Geological Science India*, 27, 114-118.
- Raymond, P. A., & Oh, H. N. (2009). Long term changes of chemical weathering products in rivers heavily impacted from acid mine drainage: Insights on the impact of coal mining on regional and global carbon and sulfur budgets. *Earth and Planetary Science Letters*, 284(1-2), 50-56.



- Reimer, P. S. (1999). Environmental effects of manganese and proposed freshwater guidelines to protect aquatic life in British Columbia [MSc thesis]. Vancouver, B.C., University of British Columbia.
- Rimmer, A. (2003). The mechanism of Lake Kinneret salinity as a linear reservoir. *J. Hydrol.*, 281, 177-190.
- Rimmer, A., Aota, Y., Kumagai, M., & Eckert, W. (2005). Chloride, a natural inert tracer for chemical stratification in subtropical lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 50, 147-157.
- Rimmer, A., Boger, M., Yasuaki, A., & Michio, K. (2006). A lake as a natural integrator of linear processes: Application to Lake Kinneret (Israel) and Lake Biwa (Japan). *J. Hydrol.*, 319, 163-175.
- Roitz, J. S., Flegal, A. R., & Bruland, K. W. (2002). The biogeochemical cycling of manganese in San Francisco Bay: temporal and spatial variations in surface water concentrations *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 227-239.
- Roques, H. (1964). Contribution a l' etude statique et cinetique des systemes gaz carbonique-eau-carbonate. *Ann. Speleol.*, 19 (2), 255-484.
- Rysgaard, S., Risgaard-Petersen, N., Sloth, N. P., Jensen, K., & Nielsen, L. P. (1994). Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnology and Oceanography* 39, 1643-1652.
- Rytwo, G., & Gonen, Y. (2005). An Aquatic Environmental Chemistry Student's Experiment: Influence of Human Activity on Water Sources. *J. Nat. Resour. Life Sci. Educ.*, 34, 49-59.
- Ryu, J. S., Lee, K., Chang, H. W., & Shin, H. S. (2008). Chemical weathering of carbonates and silicates in the Han River basin, South Korea. *Chem. Geol.*, 247(1-2), 66-80.
- Ryu, J. S., Lee, K. S., & Chang, H. W. (2007). Hydrogeochemical and isotopic investigations of the Han River basin, South Korea. *J. Hydrol.*, 345(1-2), 50-60.
- Salmaso, N., Mosello, R., Garibaldi, L., Decet, F., Brizzio, M. C., & Cordella, P. (2003). Vertical mixing as a determinant of trophic status in deep lakes: a case study from two lakes south of the Alps (Lake Garda and Lake Iseo). *J. Limnol.*, 62(1), 33-41.
- Sánchez, R. (2000). Estudio del embalse Hanabanilla. Informe Científico Técnico. Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos de Villa Clara, Cuba. 72
- Sarin, M. M., Krishnaswami, S., Dilli, K., Somayajulu, B. L. K., & Moore, W. S. (1989). Major ion chemistry of the Ganga-Brahmaputra river system: Weathering processes and fluxes to the Bay of Bengal. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53, 997-1009.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). Chemistry for Environmental Engineering and Science, 5th ed., McGraw Hill, Burr Ridge, IL.
- Schindler, D. W. (2001). The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 18-29.
- Schindler, D. W. (2009). Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2349-2358.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., et al. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS* 105(32), 11254-11258.

- Schindler, D. W., & Vallentyne, J. R. (2008). The algal bowl: Overfertilization of the world's freshwaters and estuaries. Univ. Alberta Press.
- Schwarz, D., Grosch, R., Gross, W., & Hoffmann-Hergarten, S. (2005). Water quality assessment of different reservoir types in relation to nutrient solution use in hydroponics. *Agricultural Water Management*, 71, 145–166.
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *J. Am. Stat. Assoc.*, 63, 1379-1389.
- Seo, D., & Canale, R. (1999). Analysis of sediments characteristic and total phosphorus models for Shagawa lake. *J. Environ. Eng.*, 125(4), 346-350.
- Serruya, C., & Pollinger, U. (1983). Lakes of the warm belt. Cambridge University Press. Cambridge. 569
- Sharp, J. H. (2010). Estuarine oxygen dynamics: What can we learn about hypoxia from long-time records in the Delaware Estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 55, 535-548.
- Shrestha, S., & Kazama, F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environ. Modell. & Softw.*, 22, 464-475.
- Shumway, R. H., & Dtoffer, S. D. (2006). Time Series Analysis and its Applications, 2nd ed. Springer Verlag ed., 575 p.
- Singh, S. K., Sarin, M. M., & France-Lanord, C. (2005). Chemical erosion in the eastern Himalaya: Major ion composition of the Brahmaputra and  $\delta^{13}\text{C}$  of dissolved inorganic carbon. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69(14), 3573-3588.
- Singleton, V. L., & Little, J. C. (2006). Designing hypolimnetic aeration and oxygenation systems - a review. *Env. Sci. Technol.*, 40, 7512-7520.
- Sivadier, F., Thebault, J. M., & Salencon, M. J. (1994). Total phosphorus budget in Pareloup reservoir. *Hydroecol. Appl.*, 6, 115-138.
- Smith, L. M., Engle, V. D., & Summers, J. K. (2006). Assessing water clarity as a component of water quality in Gulf of Mexico Estuaries *Environmental Monitoring and Assessment.*, 115, 291-305.
- Smith, R. A., Alexander, R. B., & Schwarz, G. E. (2003). Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. *Environ. Sci. Tech.*, 37, 2039-3047.
- Smol, J. P. (2008). Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective, 2nd ed. Oxford Univ. Press. 396.
- Sömek, H., Ustaoglu, M. R., & Yağci, M. (2008). A Case Report: Algal Bloom of *Microcystis aeruginosa* in a Drinking-Water Body, Eğirdir Lake, Turkey. *Turkish J. of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8, 177-179.
- Sondergaard, M., Jensen, M. P., & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135–145.
- Sotelo, F., Andrade, J. M., Carlosena, A., & Tauler, R. (2007). Temporal characterisation of river waters in urban and semi-urban areas using physico-chemical parameters and chemometric methods *Analytica Chimica Acta*, 583, 128-137.
- Spigel, R. H., & Imberger, J. (1987). Mixing processes relevant to phytoplankton dynamics in lakes. *New Zealand J. Marine Freshw. Res.*, 21, 361-377.
- St.Louis, V. L., Kelly, C. A., Duchemin, E., Rudd, J. W. M., & Rosemberg, D. M. (2000). Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *BioScience*, 50, 766-775.

- Staehr, P. A., & Sand-Jensen, K. (2006). Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 51, 249-262.
- Stallard, R. F., & Edmond, J. M. (1983). Geochemistry of the Amazon. 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. *J. Geophys. Res.*, 88, 9671-9688.
- Sterner, R. W., Smutka, T. M., McKay, R. M. L., Xiaoming, Q., Brown, E. T., & Sherrell, R. M. (2004). Phosphorus and trace metal limitation of algae and bacteria in Lake Superior. *Limnol. Oceanogr.*, 49, 495-507.
- Straile, D. (2005). Food webs in lakes—seasonal dynamics and the impact of climate variability, p. 41-50. In A. Belgrano, U. Scharler, J. Dunne, and R. E. Ulanowicz [eds.], *Aquatic food webs: An ecosystem approach*. Oxford Univ. Press.
- Straskraba, M., Dostálková, I., Hejzlar, J., & Vyhnálek, V. (1995). The effect of reservoirs on phosphorus concentration. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 80, 403-413.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry. Chemical equilibria and rates in natural waters*. Wiley-Interscience, NY.
- Stumm, W., & Sulzberger, B. (1992). The cycling of iron in natural environments: Considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56, 3233-3257.
- Stumm, W. S., & Morgan, J. J. (1970). *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibrium in natural water*. Ed. Wiley-Interscience, New York, London, Sydney, Toronto. 583 p.
- Subramanian, V. V., Ittekkot, D. U., & Madhavan, N. (2006). Silicate weathering in South Asian Tropical River Basins. In: *Role of silica in Land-Sea Interactions*. V. Ittekkot, D. Unger, C. Humborg, and N. Tac An (eds): 3-13. Scope Washington D.C. USA.
- Szramek, K., J.C.McIntosh, Williams, E. L., Kanduc, T., Ogrinc, N., & Walter, L. M. (2007). Relative weathering intensity of calcite versus dolomite in carbonate-bearing temperate zone watersheds: Carbonate geochemistry and fluxes from catchments within the St. Lawrence and Danube river basins. Q04002, doi:10.1029/2006GC001337. [en línea] <http://www.agu.org/pubs/crossref/14/07/09.Geochem.Geophys.Geosyst.,8>.
- Tate, D. M. (1999). Principios del uso eficiente del agua. <http://www.agualtiplano.net/revista/art13.htm>.
- Thackeray, S. J., Jones, I. D., & Maberly, S. C. (2008). Longterm change in the phenology of spring phytoplankton: Species-specific responses to nutrient enrichment and climatic change. *J. Ecol.*, 96, 523-535.
- Thamdrup, B., Rossello-Mora, R., & Amann, R. (2000). Microbial manganese and sulfate reduction in Black Sea shelf sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(7), 2888-2897.
- Thomas, R., & Meybeck, M. (1996). The use of particulate material. In: *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. United Nationseducational, Scientific and Cultural Organization, EandFN Spon, Chapman and Hall, Second edition. 609.
- Thurston, R. V., Russo, R. C., & Vinogradov, G. A. (1981). Ammonia toxicity to fishes: Effects of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environ. Sci. Tech.*, 15, 837-840.

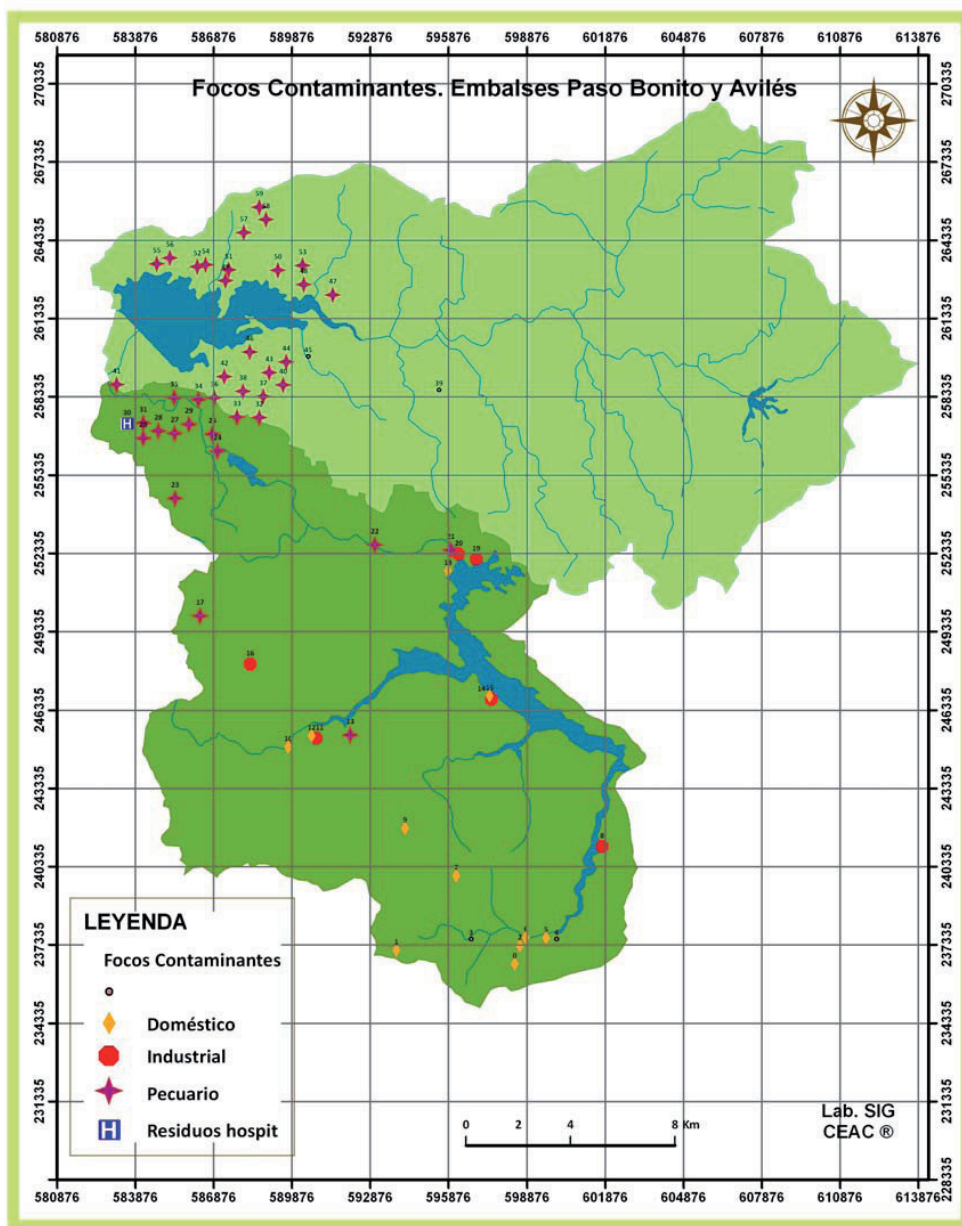
- Tilman, D., Kilham, S. S., & Kilham, P. (1982). Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13, 349-372.
- Toledo, A. P., Talarico, M., Chinez, S. J., & Agudo, E. G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, Brasil. 57 p.
- Twiss, M. R., Auclair, J.-C., & Charlton, M. N. (2000). An investigation into iron-stimulated phytoplankton productivity in epipelagic Lake Erie during thermal stratification using trace metal clean techniques. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57, 86–95.
- Ulrich, K. U., & Poethig, R. (2000). Evidence for aluminium precipitation and phosphorus inactivation in acidified watershed-reservoir ecosystems. *Silva Gabreta*, 4, 185-198.
- Van-Apeldoorn, M. E., Van-Egmond, H. P., Speijers, G. J. A., & Bakker, G. J. I. (2007). Toxins of cyanobacteria. Molecular Nutrition & Food Research. *Review*, 51(1), 7-60.
- Varekamp, J. C. (2003). Lake contamination models for evolution towards steady state. *J. Limnol.*, 62 (1), 67-72.
- Verburg, P., & Hecky, R. E. (2009). The physics of the warming of Lake Tanganyika by climate change. *Limnol. Oceanogr.*, 54(6-2), 2418-2430.
- Viganò, A., Dossi, C., Mattana, U., Martin, S., Monticelli, D., & Pozzi, A. (2003). The Marmolada Glacier: an investigation of natural weathering and anthropic pressure through chemical analyses of melting water and ice. *Geogr. Fis. Din. Quat.*, 26, 71–75.
- Vincent, W. F. (2009). Effects of climate change on lakes . In G. E. Likens [ed.], Encyclopedia of inland waters. Elsevier. 55-60.
- Viney, N. R., & Sivapalan, M. (1996). The hydrological response of catchments to simulated changes in climate. *Ecol. Model.*, 86, 189-193.
- Vollenweider, R. A. (1969). Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der stoffbilanz Von Seen. *Arch. Hydrobiol.*, 66, 1-36.
- Von-Einem, J., & Wilhelm, G. (2010). Effects of fetch and dissolved organic carbon on epilimnion depth and light climate in small forest lakes in southern Sweden. *Limnol. Oceanogr.*, 55, 920-930.
- Wagman, R. D., Evans, W. H., Parker, V. B., Schumm, R. H., Halow, T., Hailey, S. N., et al. (1982). The NBS tables of chemical thermodynamic properties: selected values for inorganic and C<sub>1</sub> and C<sub>2</sub> organic substances in SI units. . *J. Phys. Chem. Ref. Data* II(2), 392.
- Wagner, C., & Adrian, R. (2009). Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.*, 54, 2460–2468.
- Walter, K. M., Smith, L. C., & Chapin-III, F. S. (2007). Methane bubbling from northern lakes: Present and future contributions to the global methane budget. *Phil. Trans. R. Soc.*, 365: doi: 10.1098/rsta.2007.2036, 1657-1676.
- Wallace, R. D. (2007). Dynamic interaction of iron chemistry in Mantua reservoir and ferric staining in the secondary water system of Brigham City, Utah. Thesis Master of Science. Brigham Young University. 70 p.
- Wang, S., Jin, X., Pang, Y., Zhao, H., & Zhou, X. (2005). The study of the effect of pH on phosphate sorption by different trophic lake sediments. *Journal of Colloid and Interface Science*. 285, 448-457.

- Wang, W. C. (1975). Chemistry of mud-water interface in an impoundment. *JAWRA*, 11, 666-675.
- Watson, S. B., Ridal, J. R., & Boyer, G. L. (2008). Taste and odour and cyanobacterial toxins: impairment, prediction, and management in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65, 1779-1796.
- Wei, W. S. (2005). Time Series Analysis: Univariate and Multivariate Methods, Addison-Wesley ed., 496 p.
- Welch, E., & Jacoby, J. M. (2001). On determining the principle source of phosphorus causing summer algal blooms in western Washington lakes. *Lake Reserv. Manage.*, 17(1), 55-65.
- Wetzel, R. G. (1975). Limnology, W. B. Saunders Company, United States of América. 743 p.
- Wetzel, R. G. (1983). Limnology. Saunders College Publishing, Fort-Worth. 767.
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology. Lake and River Ecosystems, 3rd edn. Academic Press, San Diego. 1006.
- Weyhenmeyer, G. A., Jeppesen, E., Adrian, R., Arvola, L., Jankowski, T., Jennings, E., et al. (2007). Nitrate-depleted conditions on the increase in shallow northern European lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 52, 1346–1353.
- Wilhelm, S., & Adrian, R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biol.*, 53, 226–237.
- Williams, N. T. (2007). Modelling dissolved oxygen in lake Powell using CE-QUAL-W2. A thesis submitted to the faculty of Brigham Young University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science, Department of Civil and Environmental Engineering. Brigham, Young University. 142
- Williams, W. D. (2001). Anthropogenic salinization of inland waters. *Hydrobiologia*, 466, 329-337.
- Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K., & Palmer, M. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Front. Ecol. Environ.*, 6, 247-254.
- Williamson, C. E., Saros, J. E., & Schindler, D. W. (2009). Sentinels of change. *Science*, 323, 887-888.
- Williamson, C. E., Saros, J. E., Vincent, W. F. C., & Smol, J. P. (2009). Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnol. Oceanogr.*, 54, 2273-2282.
- Wu, W., Xu, S., Yang, J., & Yin, H. (2008). Silicate weathering and CO<sub>2</sub> consumption deduced from the seven Chinese rivers originating in the Qinghai-Tibet Plateau. *Chemical Geology*, 249(3-4), 307-320.
- Wu, W., Yang, J., Xu, S., & H.Yin. (2009). Geochemistry of the headwaters of the Yangtze River, Tongtian He and Jinsha Jiang: Silicate weathering and CO<sub>2</sub> consumption. *Applied Geochemistry*, 23(12), 3712-3727.
- Xu, H., Hou, Z., An, Z., Liu, X., & Dong, J. (2008). Major ion chemistry of waters in Lake Qinghai catchments, NE Qinghai-Tibet plateau, China. *Quarter. Int.*, En prensa.
- Yin, H. B., Fan, C. X., Ding, S. M., Zhang, L., & Zhong, J. C. (2008). Geochemistry of Iron, Sulfur and Related Heavy Metals in Metal-Polluted Taihu Lake Sediments. *Pedosphere*, 18, 564-573.
- Zapata, A. L. (2002). El Planeta, la Vida el Agua y la Ciudad. *Urbano*, 5(6), 21-27.

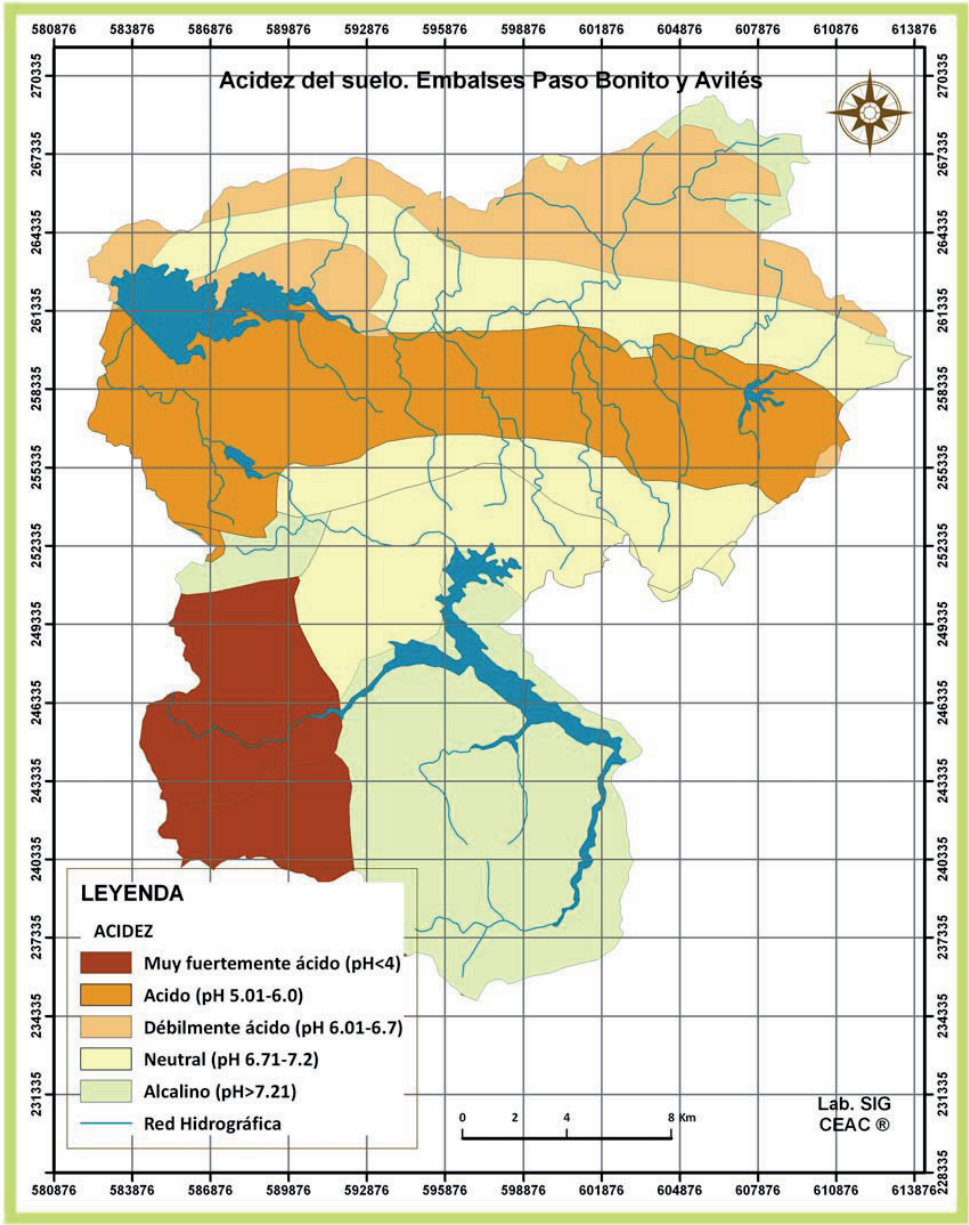
- Zaw, M., & Chiswell, B. (1999). Iron and manganese dynamics in lake water. *Water Res.*, 33, 1900-1910.
- Zhu, B. Q., & Yang, X. P. (2007). Water chemistries in the natural waters and their formations in the Taklamakan Desert. *Chinese Sci. Bull.*, 52, 2123-2129.



## Anexo I. Fuentes contaminantes de las cuencas de los embalses Paso Bonito y Avilés

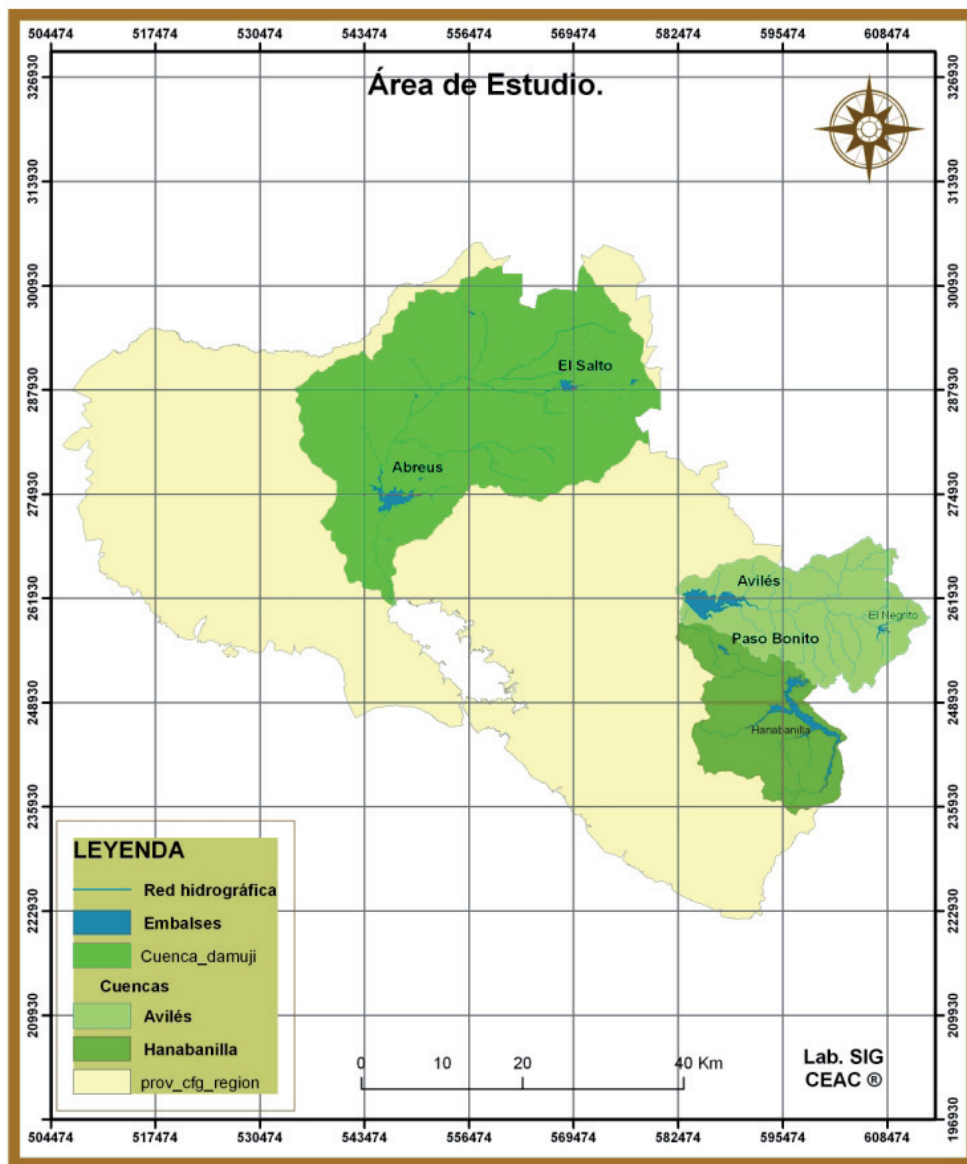


Anexo II. Acidez del suelo de las cuencas de los embalses Paso Bonito y Avilés





**Anexo III. Área de estudio general. Muestra los cuatro embalses con sus respectivas cuencas**



## LISTADO DE FIGURAS

### CAPÍTULO II.

**Figura 2.1.** Área de estudio.

**Figura 2.2.** Arroyo Navarro. Fotografía tomada después de una lluvia escasa.

**Figura 2.3.** Localización del área de estudio. Se muestra la provincia de Cienfuegos con los embalses Paso Bonito, Avilés, Abreus y El Salto.

**Figura 2.4.** Distribución vertical de la temperatura en embalses estratificados.

**Figura 2.5.** Curva ortógrada en embalses oligotróficos.

**Figura 2.6.** Curva clinógrada en embalses productivos.

**Figura 2.7.** Principales mecanismos que regulan la composición salina de las aguas.

### CAPÍTULO III.

**Figura 3.1.** Ciclo térmico en el embalse Paso Bonito.

**Figura 3.2.** Evaluación temporal y vertical en la concentración de oxígeno.

**Figura 3.3.** Evaluación temporal y vertical del Eh.

**Figura 3.4.** A: Comparación de los valores de Eh observados y calculados mediante el modelo “mezcla y estratificación térmica”. B: Comparación de los valores de Eh observados y calculados mediante el modelo “mezcla”.

## LISTADO DE TABLAS

### CAPÍTULO II.

**Tabla 2.1.** Algunas características del embalse Paso Bonito y la cuenca (Datos tomados del archivo de la Delegación de Recursos Hidráulicos en Cienfuegos).

**Tabla 2.2.** Características morfométricas de los embalses.

**Tabla 2.3.** Geología de las cuencas donde se aplicó la metodología (embalses Avilés, Abreus y El Salto).

**Tabla 2.4.** Variación de las proporciones de dióxido de carbono bicarbonato y carbonato disuelto en agua, en relación con las variaciones de pH.

### CAPÍTULO III.

**Tabla 3.1.** Calidad del agua en función del porcentaje saturación de OD (Según el criterio de Lynch y Poole, 1979).

**Tabla 3.2.** Porcentaje de saturación de OD en el embalse.

**Tabla 3.3.** Matriz de correlación de Pearson (estratificación térmica)  $n=45$  y  $p < 0.01$

**Tabla 3.4.** Matriz de correlación de Pearson (mezcla)  $n=55$  y  $p < 0.01$

### CAPÍTULO IV.

**Tabla 4.1.** Cargas de  $N_T$  y  $P_T$  producidas por cada animal de los principales tipos de ganado (Castagnino, 1982).

**Tabla 4.2.** Estimación de la carga que aportó la cuenca.

### CAPÍTULO V.

**Tabla 5.1.** Concentraciones de Fe total y manganeso total (mg/L) en los tributarios del embalse, con diferentes condiciones hidrológicas.

## **CAPÍTULO VI.**

**Tabla 6.1.** Estadísticos descriptivos de la conductividad eléctrica, dureza total y los iones mayores del embalse Paso Bonito.

**Tabla 6.2.** Matriz de correlación de Pearson para los iones mayores, la conductividad eléctrica y la dureza total.

**Tabla 6.3.** Matriz de correlación de Pearson para las variables estudiadas durante el 2006 y 2007.

**Tabla 6.4.** Matriz de componentes para las variables físico-químicas medidas en la columna de agua del embalse Paso Bonito.

## **CAPÍTULO VII.**

**Tabla 7.1.** Estadísticos descriptivos de los componentes mayoritarios en los cuatro embalses.

**Tabla 7.2.** Matriz de correlaciones de los componentes mayoritarios de los cuatro embalses. 1: Paso Bonito, 2: Avilés, 3: Abreus y 4: El Salto.

**Tabla 7.3.** Factor de carga de los componentes mayoritarios del Embalse Abreus para el único componente extraído en el análisis de componentes principales.

**Tabla 7.4.** Factores de carga de los componentes mayoritarios en el embalse El Salto para los dos primeros ejes.

**Tabla 7.5** Relación entre clorofila *a* y nutrientes en los embalses Avilés, Abreus y El Salto.



Reunido el Tribunal que suscribe en el día de la fecha acordó otorgar, por a la Tesis  
Doctoral de Don/Dña. la calificación de .

Alicante de de

El Secretario,

El Presidente,

**UNIVERSIDAD DE ALICANTE  
CEDIP**

La presente Tesis de D. \_\_\_\_\_ ha sido  
registrada con el nº \_\_\_\_\_ del registro de entrada correspondiente.

Alicante \_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

El Encargado del Registro,